

**UTILIZAÇÃO DAS DIATOMÁCEAS NA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS
ÁGUAS DOCES**

(USE OF DIATOMS FOR FRESHWATER QUALITY EVALUATION)

Salomé Fernandes Pinheiro de Almeida

**Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para
obtenção do grau de Doutor em Biologia**

**Universidade de Aveiro
Departamento de Biologia**

1998

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	xi
RESUMO	xiii
SUMMARY	xviii
INTRODUÇÃO GERAL E OBJECTIVOS	1
CAPÍTULO 1. CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS EM ESTUDO	7
1.1. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO MARGINAL DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM	9
1.2. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA GERAL DA ÁREA DE COLHEITA	23
1.3. A GEOLOGIA DA ÁREA DE AMOSTRAGEM	27
1.4. CARACTERIZAÇÃO ANTROPOLÓGICA DO DISTRITO DE AVEIRO	30
CAPÍTULO 2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS LOCAIS EM ESTUDO	35
2.1. INTRODUÇÃO	37
2.1.1. Significado dos principais parâmetros físico-químicos	38
2.2. MATERIAL E MÉTODOS	41
2.2.1. Colheita de água para análises físico-químicas	41
2.2.2. Determinação dos parâmetros físico-químicos	41
2.2.2.1. <i>In situ</i>	41
2.2.2.2. No laboratório	42
2.3. RESULTADOS	44
2.4. DISCUSSÃO	94

CAPÍTULO 3. OS METAIS NAS DIATOMÁCEAS PROVENIENTES DE MEIOS NATURAIS	99
3.1. INTRODUÇÃO	101
3.1.1. Contaminação da natureza por metais	101
3.1.2. Metais essenciais	103
3.1.3. A microanálise por raios X	105
3.1.4. Objectivos do estudo	108
3.2. MATERIAL E MÉTODOS	109
3.2.1. Selecção das diatomáceas	109
3.2.2. Preparação das diatomáceas	110
3.2.3. Análise das diatomáceas por MEV-EDS	111
3.2.4. Análise matemática	112
3.3. RESULTADOS	113
3.3.1. Análise interpretativa dos dados brutos de MEV-EDS	113
3.3.2. Análise multivariada	121
3.3.3. Análise de correlação	125
3.4. DISCUSSÃO	132
3.4.1. Análise interpretativa dos dados brutos de microanálise	132
3.4.2. Análise multivariada	134
3.4.3. Análise de correlação	135
CAPÍTULO 4. CULTURA DE DIATOMÁCEAS E TESTES DE TOXICIDADE	141
4.1. INTRODUÇÃO	143
4.1.1. A Cultura de diatomáceas	143
4.1.2. Testes de toxicidade	145
4.1.3. Toxicidade de metais	149
4.2. MATERIAL E MÉTODOS	152
4.2.1. Meios de cultura	152
4.2.2. Material biológico	153
4.2.3. Testes de toxicidade	154
4.2.3.1 Preparação do material de vidro	154
4.2.3.2. Condições de realização dos testes de toxicidade	155

a) Preparação do inóculo	156
b) Escolha das concentrações dos metais a ensaiar	156
c) Preparação das culturas de ensaio	156
d) Incubação	156
e) Medições	157
4.2.4. Tratamento matemático dos dados dos testes de toxicidade	158
4.2.5. Microanálise por MEV-EDS	158
4.2.5.1. Preparação das diatomáceas	158
4.2.5.2. Análise das diatomáceas	159
4.2.5.3. Tratamento matemático dos dados	159
4.3. RESULTADOS	159
4.3.1. Curvas de crescimento	159
4.3.2. Concentração efectiva (CE_{50})	162
4.3.3. Microanálise por MEV-EDS	166
4.4. DISCUSSÃO	172
4.4.1. Concentração efectiva - CE_{50}	172
4.4.2. Microanálise por MEV-EDS	179
4.4.3. Comparação das diatomáceas dos meios naturais com as de cultura	182
CAPÍTULO 5. AS COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS EM MEIOS NATURAIS	191
5.1. INTRODUÇÃO	193
5.1.1. Habitats	193
5.1.2. Escolha do método	195
5.1.2.1. Tipo de amostra	195
5.1.2.2. Período de exposição	198
5.1.2.3. Posicionamento do substrato artificial	199
5.1.2.4. Área mínima de amostragem	199
5.1.2.5. Outros factores	200
5.2. METODOLOGIA	201
5.2.1. Colheita de diatomáceas	201
5.2.2. Tratamento laboratorial das amostras biológicas	203
5.2.3. Estudo das amostras diatomológicas	204
5.3. RESULTADOS	205
5.3.1. Exploração dos dados qualitativos	205

5.3.2. Exploração dos dados quantitativos	225
5.4. CONCLUSÃO	252
CAPÍTULO 6. QUALIDADE BIOLÓGICA DA ÁGUA	253
6.1. INTRODUÇÃO	255
6.1.1. Métodos Biológicos	257
6.1.1.1. Índices sapróbicos	257
6.1.1.2. Índices de DESCY, IPS e CEC	260
6.1.1.3. Índices de diversidade	262
6.2. METODOLOGIA	264
6.3. RESULTADOS	265
6.3.1. Comparação da qualidade biológica da água nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas	265
6.3.1.1. Estudo interpretativo	265
6.3.1.2. Análise matemática	269
6.3.2. Qualidade da água em cada local de amostragem	271
6.3.3. Qualidade da água nas diferentes estações do ano	279
6.3.4. Comparação entre valores indiciais e parâmetros físico-químicos	280
6.3.5. Comparação entre os diferentes índices bióticos	281
6.3.6. Estrutura das comunidades	283
6.4. DISCUSSÃO	288
6.4.1. Comparação da qualidade biológica da água nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas	288
6.4.1.1. Estudo interpretativo	288
6.4.1.2. Análise matemática	291
6.4.2. Comparação entre a avaliação da qualidade da água por índices bióticos e por parâmetros físico-químicos.	292
6.4.3. Comparação entre os diferentes índices bióticos	296
6.4.3.1. Índices sapróbicos - SLA e ILM	297
6.4.3.2. Índices bióticos	297
a) IdC e IPS	297
b) CEC, IdC e IPS	298
6.4.3.3. Índices sapróbicos/Índices diatomológicos	298
6.4.4. Estrutura das comunidades	300

CAPÍTULO 7. ANÁLISE MULTIVARIADA DAS DIATOMÁCEAS EM MEIOS

NATURAIS	303
7.1. INTRODUÇÃO	305
7.1.1. Principais objectivos e métodos da análise multivariada	305
7.1.2. Análise Canónica de Correspondências e aplicação do programa CANOCO	306
7.1.2.1. Origem	306
7.1.2.2. Selecção progressiva das variáveis ambientais	307
7.1.2.3. Interpretação dos gráficos de ordenação	308
7.2. METODOLOGIA	310
7.3. RESULTADOS	311
7.3.1. Potamoplâncton	311
7.3.2. Epilítton	325
7.4. DISCUSSÃO	334
7.4.1. Potamoplâncton	334
7.4.2. Epilítton	340

CAPÍTULO 8. VALORES ÓPTIMOS (U_K) E TOLERÂNCIAS (T_K) PARA ALGUNS

TAXA DE DIATOMÁCEAS	345
8.1. INTRODUÇÃO	347
8.2. METODOLOGIA	348
8.3. RESULTADOS	348
8.4 DISCUSSÃO	357

CAPÍTULO 9. ESTUDO COMPARATIVO DAS CARACTERÍSTICAS

ECOLÓGICAS DE ALGUNS TAXA DE DIATOMÁCEAS	383
9.1. INTRODUÇÃO	385
9.2. METODOLOGIA	386
9.3. RESULTADOS	387

9.3.1. Comparação entre as valências sapróbicas atribuídas pelos índices bióticos utilizados e as características ecológicas que ressaltaram da análise multivariada (ACC) para alguns taxa	387
9.3.2. Comparação entre os resultados dos índices bióticos e as preferências ecológicas de alguns taxa dominantes ou codominantes	401
9.4. DISCUSSÃO	406
9.4.1. Proposta de alteração de valências sapróbicas (s) e de valores indicadores (v) para alguns dos taxa que foram extraídos pela análise multivariada (ACC)	406
9.4.2. Proposta de alteração das valências sapróbicas e dos valores indicadores para alguns dos taxa dominantes ou codominantes	411
CONCLUSÕES GERAIS	417
BIBLIOGRAFIA	429
ANEXO 1	457
ANEXO 2	477
ANEXO 3	497
ANEXO 4	509
ANEXO 5	519

RESUMO

No curso inferior de alguns dos rios pertencentes à bacia hidrográfica do rio Vouga e em três valas de reconhecida importância para a rega dos férteis terrenos adjacentes, localizaram-se dezoito estações de amostragem que foram, durante cerca de um ano e meio, estudadas com uma periodicidade aproximadamente mensal. Este estudo visou, fundamentalmente, aprofundar o conhecimento autoecológico das diatomáceas e testar a adequação de alguns dos índices bióticos recentemente modificados na avaliação biológica da qualidade das águas continentais da região centro-litoral de Portugal.

A área de colheita foi caracterizada sob o ponto de vista geológico, climatológico e antropológico. A vegetação das margens dos locais de amostragem também foi inventariada.

A área de colheita foi caracterizada sob o ponto de vista físico-químico pelo estudo de cerca de trinta parâmetros físicos e químicos (temperatura da água, velocidade da corrente, pH, condutividade a 20 °C, mineralização total, O₂ dissolvido, percentagem de saturação do O₂ dissolvido, CQO_{Mn}, CQO_{Cr}, CBO₅, alcalinidade (HCO₃⁻ e CaCO₃), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, N(NO₃⁻), N(NO₂⁻), N(NH₄⁺), P(PO₄³⁻), SiO₂, Znd, Znt, Pbd, Pbt, Nid, Nit, Fed, Fet, Mnd, Mnt, Cud, Cut, Ald e Alt) e sob o ponto de vista biológico pela análise das comunidades diatomológicas.

Embora na maioria dos locais de amostragem tivesse sido detectada uma poluição mista (orgânica e inorgânica), nas estações situadas no rio Antuã em Minhoteira (1) e no rio Caima em Barbeito (14) sobressaiu uma poluição orgânica dominada por matéria orgânica biodegradável (CBO₅), enquanto na vala do Fontão (locais 8 e 9), na ribeira da Horta em Eixo (17) e na vala da Carreira entre Angeja e Frossos (18) ressaltou uma poluição orgânica dominada por matéria orgânica química (CQO) conjuntamente com uma elevada concentração

de Cl^- , Na^+ , K^+ e NH_4^+ . Em oposição, nos locais de amostragem situados no rio Águeda (11 e 12) e no rio Caima em Vale de Cambra (13) não foi observada nem intensa poluição orgânica nem inorgânica.

Alguns dos parâmetros ambientais analisados excederam os Valores Máximos Recomendáveis (V.M.R.) ou até os Valores Máximos Admissíveis (V.M.A.) estabelecidos na actual legislação (Decreto - lei 74/90).

A poluição por metais pesados ocorreu somente em alguns locais, de uma forma esporádica, ao longo do período de amostragem.

Para averiguar da capacidade das diatomáceas revelarem através do seu conteúdo as poluições metálicas, ocasionalmente detectadas nalguns locais, alguns dos taxa mais frequentes e por vezes mais abundantes foram estudados pelo método de microanálise por raios X designado por MEV-EDS (Microscopia Electrónica de Varrimento acoplado a um sistema espectrométrico de Dispersão de Energia).

A semiquantificação dos elementos químicos presentes nos espécimes desses taxa permitiu verificar a existência de algumas correlações positivas e significantes ($P < 0,05$) entre a percentagem do metal semiquantificado nos espécimes e as concentrações desse mesmo metal na água donde tinham sido recolhidos. É o caso de *Fragilaria ulna* (FULN), relativamente ao alumínio e ao chumbo; de *Melosira varians* (MVAR) em relação ao ferro e ao chumbo e de *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) relativamente ao zinco, entre outros.

Os taxa *Cyclotella meneghiniana* (CMEN), *Achnanthes lanceolata* (ALAN), *Achnanthes minutissima* (AMIN), *Navicula minima* (NMIN), *Nitzschia nana* (NNAN) e *Nitzschia palea* (NPAL) foram isolados e cultivados em laboratório, com o objectivo de testar a sua sensibilidade a alguns dos poluentes metálicos ambientalmente mais dispersos. Para o

efeito foram efectuados ensaios laboratoriais, sujeitando as culturas uni-algais a diferentes concentrações de metais (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb).

Através do estudo por MEV-EDS pôde verificar-se a existência de correlações positivas e significantes ($P < 0,05$) entre a percentagem de metal semiquantificado nos taxa e a concentração de metal no meio de cultura e estabelecer as diferenças relativamente ao comportamento dos taxa cultivados e dos taxa recolhidos no meio natural.

Os testes de toxicidade permitiram determinar os valores de CE_{50} para cada espécie e para cada metal. Verificou-se que a sensibilidade variou consoante a espécie e consoante o metal em teste. A espécie ALAN mostrou ser a mais sensível a Ni, Cu, Zn e Pb, enquanto que a espécie NMIN evidenciou menor sensibilidade a Al, Mn, Fe e Cu.

As comunidades diatomológicas potamoplanctónicas e epilíticas foram estudadas qualitativa e quantitativamente, tendo-se verificado que os dois tipos de amostras apresentaram um conjunto de taxa comuns, embora a abundância dos taxa euplanctónicos tenha sido maior nas amostras potamoplanctónicas.

Foi possível definir conjuntos de locais que apresentaram uma flora diatomológica similar. Desta forma, agruparam-se o rio Cértima (locais 3, 4 e 5) com o rio Levira (locais 6 e 7); a vala do Fontão (8 e 9) com o rio Cértima, em Requeixo (10) tendo em atenção apenas certos aspectos; o rio Águeda (locais 11 e 12) com o rio Caima (locais 13 e 14) e com o rio Vouga (local 15).

Definiram-se os taxa dominantes relativamente às estações de amostragem ao longo do período de estudo e distinguiu-se a sazonalidade de alguns taxa particularmente dos planctónicos.

A partir dos dados quantitativos potamoplanctônicos e epilíticos foi determinada a qualidade biológica da água usando os índices IPS (DESCY e COSTE 1992-), CEC (DESCY e COSTE 1988-91), IdC (índice de DESCY 1979), ILM (índice de LECLERCQ e MAQUET 1987) e SLA (índice de SLÁDECEK 1984-86), disponíveis no programa de computador "CO.CA.IN," gentilmente cedido pelo Professor COSTE.

Separaram-se os locais onde as águas apresentaram pior qualidade (rio Antuã em Minhoiteira - 1, rio Levira em Vila Verde - 6, rio Caima em Barbeito - 14) daqueles onde preponderantemente a água apresentou uma melhor qualidade biológica (rio Águeda em Águeda - 11, rio Caima em Vale de Cambra - 13, ribeira da Horta em Eixo - 17, vala da Carreira em Frossos - 18).

Apesar das discrepâncias detectadas entre a avaliação biológica da água e a sua caracterização físico-química, pode afirmar-se que os índices bióticos, particularmente o IPS e o CEC, forneceram uma informação semelhante à que foi extraída pela caracterização analítica através dos parâmetros físico-químicos. O índice IdC apresentou valores demasiado optimistas para a qualidade da água, enquanto os índices sapróbicos (ILM e SLA) foram pouco diferenciadores dos diferentes níveis de poluição.

Os dados quantitativos potamoplanctônicos e epilíticos foram submetidos a um estudo multivariado (Análise Canónica das Correspondências).

Nos diagramas de ordenação a dispersão dos locais e dos taxa, quer no potamoplâncton, quer no epilítion, foi muito semelhante.

Os parâmetros ambientais que mais condicionaram a dispersão dos taxa foram a condutividade, o pH e o HCO_3^- por um lado, e a matéria orgânica química por outro (CQO).

Foi possível estabelecer conjuntos de taxa que manifestaram preferências físico-químicas bem marcadas apresentando uma dispersão aproximadamente triangular nos diagramas de

ordenação. Assim, um grupo de taxa revelou preferência por meios mais mineralizados; outro grupo mostrou preferência por meios com elevadas concentrações de matéria orgânica química (CQO); outro ainda incluiu os taxa que preferenciam meios menos mineralizados e, finalmente, um grupo de taxa que preferenciam águas com menores concentrações de matéria orgânica, alguns dos quais pertencentes também ao anterior grupo (meios menos mineralizados).

As estações de amostragem reuniram-se em cinco grupos, grupos esses mais diferenciados pelos dados do potamoplâncton, e da seguinte forma: 1 - rio Cértima (3, 4 e 5) e rio Levira (6 e 7); 2 - vala do Fontão (8 e 9); 3 - rio Cértima, em Requeixo (10); 4 - valas do rio Vouga (16, 17 e 18); 5 - rio Antuã (1 e 2), rio Águeda (11 e 12), rio Caima (13 e 14) e rio Vouga (15).

Para alguns dos taxa mais abundantes em alguns locais de amostragem e para os taxa que foram salientados na Análise Canónica das Correspondências (ACC), como tendo preferência marcada por determinados parâmetros físico-químicos, foi calculado o valor óptimo (u_k) e respectiva tolerância (t_k) para cada um desses parâmetros ambientais.

Foram comparadas as preferências físico-químicas, manifestadas por esses taxa, com as que implicitamente estão condensadas nos valores das valências sapróbicas atribuídas pelos índices bióticos aplicados neste estudo.

Verificou-se que, a caracterização ecológica determinada neste estudo e aquela presente nas valências sapróbicas dos índices bióticos era, de um modo geral, semelhante. Daí se ter verificado uma boa adequação dos índices bióticos na avaliação da qualidade das águas em estudo. Notaram-se, no entanto, algumas diferenças mais notórias pelo que se sugere a alteração de valências sapróbicas e valores indicadores relativamente a alguns dos taxa mais frequentes e discriminativos.

SUMMARY

Eighteen sampling sites were located in the inferior courses of some rivers from the river Vouga basin and in three smaller streams (trenches) which are very important for watering the agricultural fertile lands. These sites were studied approximately monthly during about one year and a half. The main aims of this study were to deepen the autoecological knowledge of the diatoms and to test the suitability of some biotic indices, recently modified in the biological evaluation of freshwater quality from the central-coastal region of Portugal.

The sampling area was characterized geologically, climatologically and antropologically. The marginal vegetation from the sampling sites was also determined.

The water from the sampling sites was characterized by the determination of about thirty physical and chemical parameters (water temperature, current velocity, pH, conductivity at 20°C, total mineralization, dissolved O₂, dissolved O₂ saturation percentage, COD_{Mn}, COD_{Cr}, BOD₅, alkalinity (HCO₃⁻ e CaCO₃), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, N(NO₃⁻), N(NO₂⁻), N(NH₄⁺), P(PO₄³⁻), SiO₂, Znd, Znt, Pbd, Pbt, Nid, Nit, Fed, Fet, Mnd, Mnt, Cud, Cut, Ald e Alt) and by the study of the diatom communities.

Although at most of the sampling sites the pollution detected was organic and inorganic, at the river Antuã in Minhoteira (site 1) and at river Caima in Barbeito (14) a biodegradable organic pollution (BOD₅) outstood, while at vala do Fontão (8 and 9), ribeira da Horta at Eixo (17) and at vala da Carreira at Frossos (18) dominated a chemical organic pollution (COD) together with high concentrations of Cl⁻, Na⁺, K⁺ and NH₄⁺. In contrast, no intense organic or inorganic pollution was found in river Águeda (11 and 12) and in river Caima (13).

Some of the environmental parameters analysed exceeded the Recommended Maximum Values (R.M.V.) or even the Admitted Maximum Values (A.M.V.) in the present law (Decreto-lei 74/90).

Heavy metal pollution only occurred sporadically at some sites during the whole sampling period.

To inquire about the capability of the diatoms to reveal through their chemical content the metal pollutions occasionally detected in some sampling sites, some of the most frequent and sometimes most abundant taxa were studied using the method of X ray microanalysis designated by SEM-EDS (Scanning Electron Microscopy coupled to an Energy Dispersive Spectrometry system).

The semiquantification of the chemical elements present in the specimens of those taxa revealed some positive and significant ($P < 0.05$) correlations between the semiquantified metal percentage and the water concentrations for the same metal, from where the specimens had been sampled. It is the case of *Fragilaria ulna* (FULN), to aluminium and to plumb; of *Melosira varians* (MVAR) to iron and plumb and of *Cyclotella meneghiniana* (CMEN) to zinc, among others.

The taxa *Cyclotella meneghiniana* (CMEN), *Achnanthes lanceolata* (ALAN), *Achnanthes minutissima* (AMIN), *Navicula minima* (NMIN), *Nitzschia nana* (NNAN) and *Nitzschia palea* (NPAL) were isolated and cultivated in the laboratory, with the aim of testing their sensibility to some of the metal pollutants more dispersed in the environment. Laboratory assays were performed, submitting uni-algal cultures to different concentrations of metals (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn and Pb).

Using SEM-EDS, positive significant ($P < 0.05$) correlations were found between the semiquantified metal percentage and the metal concentration introduced in the culture medium, as well as the natural and cultivated diatoms' behavioural differences.

With the toxicity tests the EC_{50} were calculated for each species and each metal. The sensibility varied depending on the species and also on the metal in test. And so, the species ALAN was the most sensible to Ni, Cu, Zn and Pb while the species NMIN revealed less sensibility to Al, Mn, Fe, and Cu.

The potamoplanktonic and epilithic diatom communities were studied qualitative and quantitatively. The two types of samples showed a common group of taxa, although the abundance of the euplanktonic ones was larger in the potamoplanktonic samples.

It was possible to define groups of sites that showed a similar diatom flora. The following groups were formed: river Cértima (3, 4 and 5) with river Levira (6 and 7); in some aspects the vala do Fontão (8 and 9) with river Cértima in Requeixo (10); river Águeda (11 and 12) with river Caima (13 and 14) and with river Vouga (15).

The dominant taxa in the different sampling stations during the sampling period were found as well as the seasonality of some diatoms, particularly the planktonic.

The biological water quality was determined using the potamoplanktonic and epilithic data in the following biotic indices: IPS (DESCY and COSTE 1992-), CEC (DESCY and COSTE 1988-91), IdC (DESCY 1979), ILM (LECLERCQ e MAQUET 1987) and SLA (SLÁDECEK 1984-86), available in the computer package "CO.CA.IN" kindly granted by Professor COSTE.

It was possible to distinguish the sites with the worst water quality (river Antuã in Minhotreira - 1, river Levira in Vila Verde - 6 and river Caima in Barbeito - 14) from those with

the best water quality (river Águeda in Águeda - 11, river Caima in Vale de Cambra - 13, ribeira da Horta in Eixo - 17 and vala da Carreira in Frossos - 18).

Despite the differences found between the biological water quality evaluation and the physical and chemical water characterization, the biotic indices, and particularly IPS and CEC, gave similar information to the one obtained by the determination of the environmental parameters. The IdC index showed optimistic values for the water quality, while the saprobic indices (ILM and SLA) gave little differentiation to different pollution levels.

The potamoplanktonic and epilithic quantitative data were submitted to a multivariate study (Canonical Correspondence Analysis).

The dispersion of the sampling sites and the potamoplanktonic and epilithic diatoms in the ordination diagrams was similar. The dispersion of the taxa was imposed by some environmental variables the most important being conductivity, pH and HCO_3^- on one hand, and chemical organic matter (COD) on the other hand.

It was possible to establish groups of taxa according to their marked physical and chemical preferences revealing a triangular dispersion in the ordination diagrams. One of the groups showed distinctive preferences for mineralized waters; another for waters with high concentrations of organic matter (COD); a third one for less mineralized waters and a last one for sites with less organic matter (COD). Many of the taxa from this last group also belong to the less mineralized group.

The sampling sites were divided into five groups that were more differentiated in the potamoplankton data in the following manner: 1 - river Cértima (3, 4 and 5) and river Levira (6 and 7); 2 - vala do Fontão (8 and 9); 3 - river Cértima, in Requeixo (10); 4 - trenches of the river Vouga (16, 17 and 18); 5 - river Antuã (1 and 2), river Águeda (11 and 12), river Caima (13 and 14) and river Vouga (15).

For some of the most abundant taxa in some of the sampling sites studied, and for the taxa that outstood in the CCA analysis showing marked preferences for certain physical and chemical parameters, the optimum value (u_k) and the tolerances (t_k) were calculated for each environmental variable.

The physical and chemical preferences of the taxa were compared with the ecological preferences inferred from the saprobic valencies of the biotic indices used in this study. It was shown that the ecological preferences determined during this study were similar to those present in the saprobic valencies of the biotic indices. That is why a good suitability for water quality evaluation was found when the biotic indices were used.

Even so, some differences were found, and that is why some changes of the saprobic and indicator values were suggested in some of the most abundant or discriminative taxa.

INTRODUÇÃO GERAL E OBJECTIVOS

“Na procura de um desenvolvimento sustentável e de uma gestão integrada dos recursos hídricos, são indispensáveis acções tanto no sentido de proteger e manter a boa qualidade da água, como no sentido de a melhorar; é necessário garantir a qualidade da água para os diferentes usos que requer a sociedade humana, e simultaneamente manter os ecossistemas em equilíbrio” (MPAT - Ministério do Planeamento e da Administração do Território; MARN - Ministério do Ambiente e dos Recursos Naturais 1993).

A disponibilidade de grandes quantidades de água tem sido essencial para o desenvolvimento das civilizações humanas. A água, bem essencial à vida, é também necessária para a agricultura, pecuária, indústria em geral e recreio. Pode também constituir importante meio de transporte, daí que os grandes centros urbanos sejam vulgarmente encontrados junto ao litoral ou junto a grandes cursos de água. Mas a água também serve como meio de transporte dos resíduos resultantes, quer dos agregados populacionais quer dos agregados industriais. O conjunto de substâncias lançadas para as formações aquáticas poderão transformar e até “matar” os ecossistemas que as recebem. Torna-se, pois, extremamente importante a preservação da qualidade desse bem essencial que é a água. Na bacia hidrográfica do rio Vouga alguns problemas impõem uma intervenção imediata ao nível do planeamento dos recursos hídricos salientando-se os seguintes (MARN DRARN 1994):

- poluição dos rios Caima e Antuã, em consequência dos efluentes industriais das áreas de São João da Madeira, Oliveira de Azeméis e Vale de Cambra;

-
- poluição da bacia do rio Águeda, especialmente a jusante da povoação da Redonda, o que impõe que se avance com o tratamento dos efluentes e resíduos industriais;
 - eutrofização da Pateira de Fermentelos - despoluição do rio Cértima, mediante implementação de sistemas de colecta e tratamento dos efluentes domésticos e agro-industriais da área da bacia;
 - reforço e melhoria do abastecimento de água do concelho de Águeda;
 - abastecimento de água a toda a zona do Baixo Vouga em parte coberto pelo Sistema do Carvoeiro que se encontra em curso - para evitar a sobreexploração dos aquíferos e, consequentemente a degradação da qualidade das suas águas;
 - implementação da regularização do rio Vouga como factor primordial para garantir os caudais de água doce, em quantidade e qualidade suficientes, para toda a região;
 - poluição da ria de Aveiro e dos aquíferos da região de Estarreja em consequência, sobretudo, dos efluentes e dos resíduos industriais da zona industrial de Estarreja.

A preservação da água de boa qualidade e a tentativa de recuperação daquela que é de menos boa qualidade deve passar por uma monitorização frequente das formações aquáticas. A monitorização regular das formações aquáticas é geralmente levada a cabo pela análise de diversos parâmetros físicos e químicos bem padronizados, através dos quais é possível verificar se os níveis de nutrientes, metais, pesticidas e outras substâncias tóxicas estão dentro dos níveis recomendados. No entanto, a avaliação físico-química da qualidade da água é sempre incompleta porque pontual no espaço e no tempo, impedindo a detecção de situações esporádicas de poluição. É, por isso, extremamente importante a avaliação biológica da qualidade da água uma vez que os organismos vivos em geral e as diatomáceas em particular, são capazes de revelar situações de poluição intermitente ou contínua e de integrar as mais diversas variações ambientais.

A avaliação biológica da qualidade da água pode ser efectuada pela aplicação de índices biológicos, que se baseiam fundamentalmente no conhecimento mais ou menos aprofundado da ecologia dos taxa. O conhecimento das preferências físico-químicas das espécies é um processo contínuo de estudo, baseado em diversas componentes: -

- no entendimento da distribuição das diatomáceas nos diversos habitats dos diferentes meios aquáticos através de estudos das comunidades nos seus meios naturais;
- na determinação de níveis de sensibilidade e/ou tolerância à poluição mediante a realização de testes de toxicidade laboratoriais;
- na análise da sua capacidade para acumular substâncias tóxicas e de revelar a sua presença na água.

A integração de todos estes estudos permitem ir adquirindo cada vez maior, melhor e mais detalhada informação relativamente à ecologia das espécies possibilitando, desta forma, o apuramento e adequação dos métodos biológicos de avaliação da qualidade da água. É neste contexto que se insere o presente trabalho cujos objectivos principais são os seguintes:

- estabelecer a cartografia da qualidade da água, sobretudo, do curso inferior de alguns dos principais rios inseridos na bacia hidrográfica do rio Vouga (rios Águeda, Antuã, Caima, Cértima, Levira, vala do Fontão e outras valas menores) em zonas sujeitas a diversas fontes de poluição orgânica e inorgânica, usando como método de avaliação da qualidade da água os indicadores biológicos - diatomáceas - quer pela aplicação de índices biológicos, quer pela utilização de métodos multivariados;
- testar a adequação de alguns índices biológicos, baseados no estudo das comunidades diatomológicas perifíticas e potamoplancónicas, para avaliação da qualidade da água, desenvolvidos, sobretudo, por investigadores belgas e franceses;

-
- detectar a acumulação de metais potencialmente perigosos, em algumas espécies de diatomáceas provenientes dos meios naturais e naquelas sujeitas a testes de toxicidade laboratoriais para avaliar a possibilidade das diatomáceas revelarem, através do seu conteúdo metálico, a presença desses metais na água donde provieram, utilizando para o efeito o método de microanálise por raios X designado por MEV-EDS (Microscopia Electrónica de Varrimento acoplado a um sistema eSpectromértico de Dispersão de Energia);
 - aprofundar o conhecimento sobre a capacidade de tolerância, de algumas espécies de diatomáceas, relativamente a alguns dos metais detectados nas formações aquáticas estudadas, através da realização de testes de toxicidade laboratoriais;
 - aprofundar o conhecimento da autoecologia das diatomáceas mediante o estudo das suas preferências físico-químicas;
 - propor as possíveis alterações a introduzir de modo a que os índices biológicos possam vir a constituir um método adequado de avaliação da qualidade da água para as formações aquáticas portuguesas.

CAPÍTULO 1. CARACTERIZAÇÃO DOS LOCAIS EM ESTUDO

1.1. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO MARGINAL DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM

Levou-se a cabo o reconhecimento preliminar de cerca de sessenta locais em numerosos rios, valas e ribeiros localizados no distrito de Aveiro. Após uma análise cuidadosa das características físico-químicas de cada local, seleccionaram-se dezoito pontos de amostragem. Esta selecção visou abarcar zonas com diferentes tipos e níveis de poluição, zonas que fossem de fácil acesso em qualquer época do ano e cuja distância à Universidade não compromettesse a perfeita conservação das amostras destinadas à determinação dos parâmetros físico-químicos.

Os locais seleccionados enquadram-se geograficamente na bacia hidrográfica do rio Vouga, que está situada entre os paralelos $40^{\circ} 15'N$ e $40^{\circ} 57'N$ e os meridianos $7^{\circ} 33'$ e $8^{\circ} 48'W$ com uma área total de $3677km^2$. Considerada a bacia na sua globalidade, pode dizer-se que não é uma bacia corrente com uma linha de água bem diferenciada e respectivos afluentes pois na sua área terminal - Baixo Vouga - é constituída por uma vasta e intrincada rede de canais e desagua num “haff-delta” que é a ria de Aveiro (MARN DRARN 1994). Os principais afluentes da margem direita são os rios Sul ($\sim 115km^2$), Caima ($\sim 196km^2$) e Antuã ($\sim 149km^2$). Quanto aos afluentes da margem esquerda referem-se os principais: rio Águeda ($\sim 972km^2$) e o seu afluente rio Cértima ($\sim 542km^2$) e o rio Alfusqueiro ($205km^2$) (MARN DRARN 1994). Os locais seleccionados estão discriminados na Figura 1. A cada uma das dezoito estações foi atribuído um número de código que será mantido ao longo deste trabalho referindo-se a duas estações no rio Antuã, quatro estações no rio Cértima, duas estações no rio Levira, duas estações na vala do Fontão, duas estações no rio Águeda, duas estações no rio Caima, uma estação no rio Vouga e três estações em pequenas valas afluentes do rio Vouga.

O rio Antuã é o único que desagua directamente para a ria de Aveiro, lançando as suas águas através do Largo do Laranjo. O rio Levira é um afluente do rio Cértima antes deste se

alargar na Pateira de Fermentelos. A vala do Fontão desagua também no rio Cértima mas ao nível da referida pateira. O rio Cértima desagua em Requeixo no rio Águeda e este junta-se ao Vouga nas imediações da ponte da Rata (E.N. 230) em Eirol. O rio Caima desagua no Vouga entre Sernada e Carvoeiro. A vala Mestra, junto da povoação de Aldeia, desagua no rio Vouga a cerca de 250m após o ponto de amostragem estabelecido, ainda próximo de Aldeia. A ribeira da Horta localizada nos limites da povoação de Eixo desagua no rio Vouga próximo da estrada 320-2 entre o quilómetro 5 e 6.

As estações do rio Caima localizam-se na zona média deste rio enquanto todas as restantes estações de amostragem se enquadram nas porções inferiores dos rios em locais próximos das suas desembocaduras.

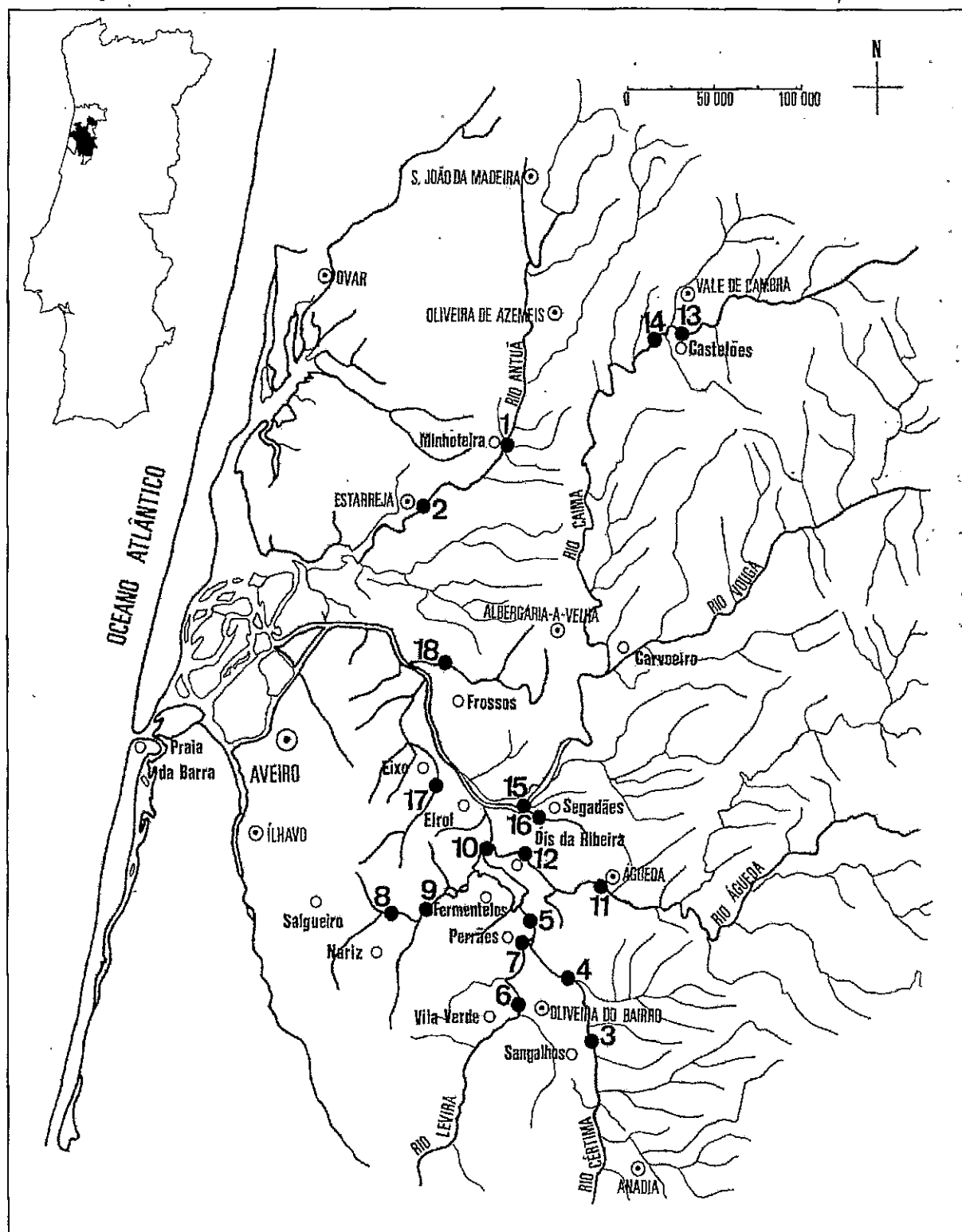


Figura 1. Mapa com a localização das dezoito estações de amostragem, distribuídas por alguns concelhos do distrito de Aveiro (assinalados com um número que vai de 1 a 18).

Estação 1 rio Antuã - Minhoteira

Localiza-se próximo da ponte da pequena povoação de Minhoteira na estrada 224-3 entre o quilómetro 4 e 5 e a cerca de 7 km de Estarreja.

Apresenta geralmente, ao longo de todo o ano, uma pequena profundidade que vai de 1m a 1,5m na zona de colheita.

A largura não ultrapassa cerca de 7m.

A velocidade da corrente é razoável e atinge um valor médio de cerca de 48cms^{-1} .

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Urtica membranacea* Poiret, *Quercus robur* L., *Stachys arvensis* (L.) L., *Eucalyptus globulus* Labill., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Lithodora prostrata* (Loisel.) Griseb., *Geranium robertianum* L., *Ranunculus repens* L., *Oenanthe crocata* L., *Castanea sativa* Miller, *Jasione crispa* (Pourret) Samp., *Taraxacum ekmanii* Dahlst., *Digitalis purpurea* L., *Polygonum hydropiper* L., *Rumex conglomeratus* Murray, *Dactylis glomerata* L., *Lotus corniculatus* L., *Scrophularia frutescens* L., *Silene alba* (Miller) E. H. L. Krause, *Echium plantagineum* L., *Acacia dealbata* Link, *Tradescantia fluminensis* Velloso, *Coleostephus myconis* (L.) Reichenb., *Holcus lanatus* L., *Phytolacca americana* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner e *Salix atrocinerea* Brot..

Estação 2 rio Antuã - Estarreja

Situada próximo da ponte de Estarreja na E.N. 109 entre o quilómetro 48 e 49.

Apresenta uma pequena profundidade que vai de 1m a 1,5m na zona de colheita.

A largura raramente ultrapassa os 7m.

A velocidade da corrente é semelhante à da estação 1 com um valor médio de cerca de 43cms^{-1} .

Principais taxa de plantas vasculares das margens: *Acacia dealbata* Link, *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Salix alba* L., *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Lolium multiflorum* Lam.,

Iris pseudacorus L., *Urtica membranacea* Poiret, *Rubus ulmifolius* Schott, *Cyperus esculentus* L., *Oenanthe crocata* L., *Lavatera cretica* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf., *Solanum dulcamara* L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Lythrum salicaria* L. e *Plantago major* L.:

Estação 3 rio Cértima - Vale de Estevão

Situa-se próximo de Vale de Estevão junto à ponte de Canha na E.N. 235 entre o quilómetro 26 e 27.

Habitualmente tem pequena profundidade, entre 0,5m a 1m na zona de colheita.

A largura do rio junto ao ponto de amostragem é de cerca de 5m.

A velocidade da corrente é habitualmente elevada apresentando um valor médio de cerca 76cms⁻¹.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Iris pseudacorus* L., *Rubus ulmifolius* Schott, *Urtica membranacea* Poiret, *Oenanthe crocata* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Plantago major* L., *Alisma plantago-aquatica* L., *Salix atrocinerea* Brot., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Urtica dioica* L., *Lemna gibba* L., *Nasturtium officinale* L., *Tradescantia fluminensis* Velloso, *Ulmus minor* Miller, *Lavatera cretica* L., *Foeniculum vulgare* L., *Campanula lusitanica* L., *Solanum nigrum* L., *Chamaemelum mixtum* (L.) All., *Oenanthe fistulosa* L., *Modiola caroliniana* (L.) G. Don Fil., *Avena sterilis* L., *Typha latifolia* L., *Lythrum salicaria* L., *Echium plantagineum* L., *Trifolium angustifolium* L., *Convolvulus arvensis* L., *Rumex pulcher* L., *Panicum repens* L. e *Cyperus esculentus* L..

Estação 4 rio Cértima - São João de Azenha

Localiza-se junto à ponte de Mioteira na E.N. 603 entre São João de Azenha e Sangalhos.

Neste local a profundidade varia entre 0,5m a 1m na zona de colheita.

A largura do rio, neste ponto, também não ultrapassa os 5m à semelhança da estação anterior.

A velocidade da corrente registou um valor médio de cerca de 58cms^{-1} .

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Salix atrocineria* Brot., *Rumex crispus* L., *Daphne gnidium* L., *Rubus ulmifolius* Schott, *Iris pseudacorus* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Salix alba* L., *Urtica dioica* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Cyperus esculentus* L., *Poa trivialis* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Lavatera cretica* L., *Acacia dealbata* Link, *Fumaria muralis* Koch, *Calistegia sepium* (L.) R. Br., *Polygonum hydropiper* L., *Datura stramonium* L., *Apium inundatum* Reichenb. Fil. e *Bryonia cretica* L. subsp. *dioica* (Jacq.) Tutin.

Estação 5 rio Cértima - ponte de Perrães

Localiza-se junto à ponte de Perrães na E.N. 333 entre o quilómetro 18 e 19 próximo do ponto de alargamento do rio Cértima na Pateira de Fermentelos.

Profundidade pequena com cerca de 1m a 1,5m na zona de colheita.

Neste ponto, a largura do rio atinge os 7m a 10m.

A velocidade da corrente é bem menor do que nas duas estações anteriores, com um valor de cerca de 7cms^{-1} .

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Cyperus esculentus* L., *Acacia dealbata* Link, *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Rumex conglomeratus* Murray, *Salix alba* L., *Plantago lanceolata* L., *Salix atrocinerea* Brot., *Iris pseudacorus* L., *Ranunculus repens* L., *Populus alba* L., *Paspalum paspalodes* (Michx) Scribner, *Cyperus eragrostis* Lam., *Salix viminalis* L. e *Lythrum salicaria* L..

Estação 6 rio Levira - Vila Verde

Localiza-se próximo de Vila Verde na estrada municipal de Vila Verde a cerca de 300m da linha de caminho de ferro e a 200m da fábrica de cerâmica Recer.

Pequena profundidade de cerca de 1m na zona de colheita.

A largura raramente ultrapassa os 4m.

A velocidade da corrente é geralmente fraca (valor médio à volta dos 5cms^{-1}).

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Salix babylonica* L., *Iris pseudacorus* L., *Urtica membranacea* Poiret, *Rubus ulmifolius* Schott, *Adenocarpus complicatus* (L.) Gay, *Rubia peregrina* L., *Nasturtium officinale* L., *Rumex crispus* L., *Poa trivialis* L., *Equisetum arvense* L., *Lemna gibba* L., *Salix atrocinerea* Brot., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Sonchus oleraceus* L., *Plantago lanceolata* L., *Digitalis purpurea* L., *Oenanthe crocata* L., *Cyperus eragrostis* Lam., *Cyperus esculentus* L., *Typha latifolia* L., *Calistegia sepium* (L.) R. Br., *Epilobium obscurum* Schreber, *Modiola caroliniana* (L.) G. Don Fil., *Verbena officinalis* L., *Solanum dulcamara* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Paspalum urvillei* Steudel, *Rumex pulcher* L. e *Foeniculum vulgare* Miller.

Estação 7 rio Levira - Perrães

Próximo de Perrães, numa estrada municipal não esfaltada, a cerca de 100m da confluência com o rio Cértima.

Zona de pequena profundidade que raramente ultrapassa 1m na zona de colheita.

A largura do rio varia entre os 7m e os 10m.

A velocidade da corrente é praticamente nula.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Convolvulus arvensis* L., *Chamaemelum nobile* (L.) All., *Populus alba* L., *Iris pseudacorus* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Ranunculus repens* L., *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Oenanthe crocata* L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Rumex angiocarpus* Murb., *Juncus acutus* L., *Salix atrocinerea* Brot., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Rubus ulmifolius* Schott,

Salix viminalis L., *Lysimachia vulgaris* L., *Typha latifolia* L., *Cyperus eragrostis* Lam. e *Rumex pulcher* L..

Estação 8 vala do Fontão - Vessada

Situada próximo da povoação de Vessada na estrada 585-3, junto a um pontão e a cerca de 250m da passagem de caminho de ferro.

A profundidade pode variar entre 0,5m a 1m na zona de colheita.

A largura do rio anda à volta dos 15m.

A velocidade da corrente é muito fraca.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Salix atrocinerea* Brot., *Oenanthe crocata* L., *Juncus effusus* L., *Cyperus esculentus* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Ranunculus repens* L., *Oxalis articulata* Savigny, *Iris pseudacorus* L., *Vicia lutea* L., *Geranium dissectum* L., *Sonchus oleraceus* L., *Bromus rigidus* Roth, *Rubus ulmifolius* Schott, *Briza maxima* L., *Avena sterilis* L., *Crataegus monogyna* Jacq. subsp. *brevispina* (G. Kunze) Franco, *Rumex conglomeratus* Murray, *Solanum dulcamara* L., *Stachys arvensis* (L.) L., *Panicum repens* L., *Digitalis purpurea* L., *Cyperus eragrostis* Lam., *Phalaris arundinacea* L., *Dactylis glomerata* L. e *Salix viminalis* L..

Estação 9 rio Largo - ponte do Pano

Embora pertencendo à formação aquática anteriormente referida (vala do Fontão), neste ponto toma a designação de rio Largo. Situa-se na estrada 235 entre o quilómetro 11 e 12 junto à ponte do Pano.

Zona habitualmente pouco profunda raramente ultrapassa 1m de profundidade junto à zona de colheita.

A largura da vala, neste ponto, atinge cerca de 15m.

A velocidade da corrente é praticamente nula.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Salix atrocinerea* Brot., *Populus alba* L., *Nymphaea alba* L., *Juncus effusus* L., *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Crataegus monogyna* Jacq. subsp. *brevispina* (G. Kunze) Franco, *Carex divulsa* Stokes, *Eucalyptus globulus* Labill., *Pinus pinaster* Aiton, *Mentha suaveolens* Ehrh., *Lysimachia vulgaris* L., *Juncus acutus* L., *Cistus psilosepalus* Sweet, *Rubus ulmifolius* Schott, *Lithodora prostrata* (Loisel.) Griseb., *Quercus robur* L., *Daphne gnidium* L., *Lythrum salicaria* L., *Apium inundatum* Reichenb. Fil., *Ulex europaeus* L. subsp. *europaeus* e *Quercus suber* L.

Estação 10 rio Cértima - Requeixo

Localiza-se na parte terminal do rio Cértima, depois da Pateira de Fermentelos, em Requeixo a cerca 50m da confluência com o rio Águeda. A Pateira de Fermentelos, resultante do alargamento do rio Cértima, é uma lagoa natural com cerca de 400ha.

A profundidade média junto ao ponto de colheita é de cerca de 1m a 1,5m.

A largura desta zona varia entre os 10m e os 15m.

A velocidade da corrente é muito baixa não ultrapassando um valor médio de cerca de 5cm s^{-1} .

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Iris pseudacorus* L., *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Datura stramonium* (L.), *Ranunculus trilobus* Desf., *Salix atrocinerea* Brot., *Rumex angiocarpus* Murb., *Mentha aquatica* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Salix alba* L., *Robinia pseudacacia* L., *Acacia dealbata* Link., *Polygonum hidropiper* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Paspalum paspalodes* (Michx.) Scribner, *Rumex crispus* L., *Bidens frondosa* L., *Salix viminalis* L., *Polygonum persicaria* L., *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Cynodon dactylon* (L.) Pers., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Lythrum salicaria* L. e *Lysimachia vulgaris* L.

Estação 11 rio Águeda - Águeda

Situa-se em Águeda em frente da Junta Nacional dos Vinhos com acesso pela E.N. 230 entre o quilómetro 19 e 20.

A profundidade da água, na zona de colheita varia entre 1m e 2m.

A largura do rio é de cerca de 25m a 30m.

A velocidade da corrente é praticamente nula.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Robinia pseudacacia* L., *Tradescantia fluminensis* Velloso, *Laurus nobilis* L., *Quercus robur* L., *Plantago lanceolata* L., *Ranunculus repens* L., *Ranunculus trilobus* Desf., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Coleostephus myconis* (L.) Reichenb. Fil., *Raphanus raphanistrum* L., *Polygonum hydropiper* L., *Rumex conglomeratus* Murray, *Oenanthe fistulosa* L., *Panicum repens* L., *Cardamine pratensis* L., *Trifolium repens* L., *Solanum nigrum* L. e *Rubus ulmifolius* Schott.

Estação 12 rio Águeda - Óis da Ribeira

Situa-se junto à povoação de Óis da Ribeira, próximo da ponte que liga esta povoação a Cabanões.

A profundidade da água varia entre 1m e 2m na zona de colheita.

Esta zona do rio apresenta uma largura que varia entre os 25m e os 30m.

A velocidade da corrente anda à volta dos 19cms⁻¹.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Ranunculus trilobus* Desf., *Oenanthe crocata* L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Eupatorium cannabinum* L., *Ranunculus repens* L., *Hedera helix* L. subsp. *canariensis* (Willd.) Coutinho, *Rumex angiocarpus* Murb., *Arum italicum* Miller, *Tradescantia fluminensis* Velloso, *Mentha aquatica* L., *Osmunda regalis* L., *Alnus*

glutinosa (L.) Gaertner, *Raphanus raphanistrum* L., *Plantago lanceolata* L., *Lolium multiflorum* Lam., *Datura stramonium* L., *Ulmus minor* Miller, *Polygonum persicaria* L., *Polygonum hidropiper* L., *Lythrum salicaria* L., *Poa trivialis* L. e *Populus tremula* L.

Estação 13 rio Caima - Vale de Cambra

Localiza-se à saída de Vale de Cambra seguindo pela E.N. 227 em direcção a Castelões a cerca de 250m da ponte Nova.

A profundidade da água varia entre 1m a 1,5m na zona de colheita.

A largura do rio varia entre os 15m e os 20m.

A velocidade da corrente, no ponto de amostragem, é praticamente nula.

Principais taxa de plantas superiores das margens e também na água: *Iris pseudacorus* L., *Lemna gibba* L., *Salix atrocinerea* Brot., *Frangula alnus* Miller, *Osmunda regalis* L., *Apium inundatum* (L.) Reichenb. Fil., *Ranunculus peltatus* Schrank subsp. *baudotii* (Godron) C. D. K. Cook, *Bellis perennis* L., *Oenanthe crocata* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Rumex pulcher* L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Urtica dioica* L., *Salix viminalis* L., *Rubus ulmifolius* Schott, *Panicum repens* L., *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Scrophularia frutescens* L., *Chelidonium majus* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Centranthus calcitrapae* (L.) Drufrasne, *Digitalis purpurea* L. e *Lonicera periclymenum* L.

Estação 14 rio Caima - Barbeito

Situada junto à povoação de Barbeito a cerca de 1km a jusante da estação anterior, entre a ponte da Bragiela e a ponte de Aldeia.

Pequena profundidade da água variando entre 0,5m e 1m na zona de colheita.

Neste local o rio apresenta cerca de 10m de largura.

A velocidade da corrente é grande apresentando um valor médio de cerca de 81cms^{-1} .

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Salix atrocinerea* Brot., *Stachis arvensis* (L.) L., *Urtica dioica* L., *Fumaria muralis* Koch, *Cydonia oblonga* Miller, *Chelidonium majus* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Rumex conglomeratus* Murray, *Salix viminalis* L., *Rumex angiocarpus* Murb., *Bellis perennis* L., *Iris pseudacorus* L., *Lolium multiflorum* Lam., *Mentha aquatica* L., *Hedera helix* L. subsp. *canariensis* (Willd.) Coutinho, *Tradescantia fluminensis* Velloso, *Panicum repens* L., *Campanula lusitanica* L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Oenanthe crocata* L., *Polygonum persicaria* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Cyperus eragrostis* Lam., *Raphanus raphanistrum* L. subsp. *microcarpus* (Lange) Coutinho, *Rubus ulmifolius* Schott, *Apium inundatum* Reichenb. fil., *Solanum dulcamara* L. e *Silene alba* (Miller) E. H. L. Krause.

Estação 15 rio Vouga - Aldeia, Segadães

Situa-se próximo da povoação de Aldeia, no campo do Almargem, num caminho municipal a cerca de 500m de E.N. 230.

A profundidade média na zona de colheita é variável entre 1,5m a 2m.

A largura do rio varia entre os 25m e os 30m.

A velocidade da corrente apresenta um valor médio de cerca de 10cms⁻¹.

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Salix atrocinerea* Brot., *Quercus robur* L., *Ranunculus repens* L., *Osmunda regalis* L., *Coleostephus myconis* (L.) Reichenb. fil., *Eupatorium cannabinum* L., *Hedera helix* L. subsp. *canariensis* (Willd.) Coutinho, *Rumex conglomeratus* Murray, *Briza maxima* L., *Sonchus oleraceus* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Echium plantagineum* L., *Oenanthe crocata* L., *Avena sterilis* L., *Plantago major* L., *Lonicera periclymenum* L., *Digitalis purpurea* L., *Centranthus calcitrapae* (L.) Dufresne, *Polygonum hydropiper* L., *Chamaemelum nobile* (L.) All., *Panicum repens* L., *Datura stramonium* L., *Sesamoides canescens* (L.) O. Kuntze,

Raphanus raphanistrum L., *Galium aparine* L., *Solanum dulcamara* L., *Rubus ulmifolius* Schott, *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Robinia pseudacacia* L. e *Stachys arvensis* (L.) L.

Estação 16 vala Mestra - Aldeia, Segadães

Situa-se próximo da povoação de Aldeia a cerca de 250m da confluência com o rio Vouga e a cerca de 500m da E.N. 230.

A profundidade da água é pequena ultrapassando raramente os 0,5m na zona de colheita.

A largura varia entre os 20m e os 30m.

A velocidade de corrente, neste local, é nula.

Principais taxa de plantas superiores as margens: *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Salix atrocinerea* Brot., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Iris pseudacorus* L., *Ranunculus trilobus* Desf., *Rubus ulmifolius* Schott, *Hedera helix* L., *Lycopus europaeus* L., subsp. *europaeus*, *Coleostephus myconis* (L.) Reichenb., *Frangula alnus* Miller, *Lolium multiflorum* Lam., *Bidens frondosa* L., *Corrigiola litoralis* L., *Cuscuta australis* R. Br. subsp. *tiinei* (Insegna) Feinbrun, *Rumex pulcher* L., *Chamaemelum mixtum* (L.) All., *Datura stramonium* L., *Salix viminalis* L., *Anagallis arvensis* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Illecebrum verticillatum* L., *Polygonum salicifolium* Willd. e *Ranunculus repens* L.

Estação 17 ribeira da Horta - Eixo

Próximo da povoação de Eixo na E.N. 230 entre o quilómetro 7 e 8 e junto a um pontão por onde também passa a linha dos caminhos de ferro.

A profundidade da água é reduzida variando entre alguns centímetros a cerca de 1m na zona de colheita. Na época estival seca completamente.

A largura da ribeira é pequena raramente ultrapassando os 2m.

A velocidade da corrente apresenta um valor médio de 35cms^{-1} .

Principais taxa de plantas superiores das margens: *Iris pseudacorus* L., *Rubus ulmifolius* Schott, *Salix atrocinerea* Brot., *Myriophyllum aquaticum* (Vellozo) Verdc., *Typha latifolia* L., *Cardamine pratensis* L., *Ranunculus repens* L., *Rumex conglomeratus* Murray, *Alisma plantago-aquatica* L., *Hedera helix* L. subsp. *canariensis* (Willd.) Coutinho, *Plantago lanceolata* L., *Apium inundatum* Reichenb. fil., *Rorippa amphibia* (L.) Besser, *Stachys arvensis* (L.) L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Rubus ulmifolius* Schott, *Lythrum salicaria* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Fumaria muralis* Koch, *Lonicera periclymenum* L., *Clematis campaniflora* Brot., *Rumex conglomeratus* Murray, *Raphanus raphanistrum* L., *Oenanthe crocata* L., *Coleostephus myconis* (L.) Reichenb. fil., *Osmunda regalis* L., *Solanum dulcamara* L., *Rosa canina* L., *Typha latifolia* L., *Panicum repens* L., *Lotus pedunculatus* Cav., *Lythrum salicaria* L., *Lysimachia vulgaris* L. e *Crataegus monogyna* Jacq. subsp. *brevispina* (G. Kunze) Franco.

Estação 18 vala da Carreira - Frossos

Situa-se a cerca de 100m da estrada que liga as povoações de Angeja e Frossos, próximo da vivenda Vila Francelina.

A profundidade varia entre 1m a 1,5m na zona de colheita.

A largura da vala varia entre os 6m e os 7m.

A velocidade da corrente é fraca.

Principais taxa de plantas vasculares das margens: *Salix atrocinerea* Brot., *Salix viminalis* L., *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Raphanus raphanistrum* L., *Daphne gnidium* L., *Plantago lanceolata* L., *Polygonum persicaria* L., *Polygonum salicifolium* Willd., *Ranunculus repens* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Galium aparine* L., *Juncus acutus* L., *Cyperus esculentus* L., *Panicum repens* L., *Lycopus europaeus* L., *Rumex pulcher* L., *Rumex crispus* L., *Datura stramonium* L., *Paspalum paspalodes*

(Michx) Scribner, *Scirpus*, *Ranunculus trilobus* Desf., *Juncus effusus* L., *Lythrum salicaria* L. e *Salix alba* L..

1.2. CARACTERIZAÇÃO CLIMÁTICA GERAL DA ÁREA DE COLHEITA

O clima em Portugal apresenta um forte gradiente Oeste-Este, resultante da diminuição progressiva da intensidade e frequência de penetração das massas de ar atlânticas. Outro factor importante de divisão regional é o relevo que facilita ou dificulta a circulação ou estagnação das massas de ar lentamente modificadas pela sua deslocação sobre o continente (DAVEAU 1980). Em resultado destas influências observam-se em Portugal dois tipos climáticos principais, o marítimo e o continental.

Toda a área de amostragem deste trabalho apresenta um clima francamente atlântico e que DAVEAU (1980) inclui na fachada atlântica com clima térmico muito suave, mas com alguns dias de forte calor ou de frio sensível, que em breve cedem à brisa do mar ou à chegada de uma frente depressionária. É um tipo climático relativamente chuvoso e caracterizado por forte e persistente nebulosidade.

Para poder avaliar a influência dos principais factores meteorológicos no sistema hidrográfico em estudo foi medida a temperatura do ar ao longo do estudo e obtida a informação relativamente à pluviosidade mensal. A informação sobre a precipitação mensal foi obtida a partir de dados disponíveis no Instituto de Meteorologia e na Universidade de Aveiro, relativamente às estações udométricas de Oliveira de Bairro, Albergaria -à-Velha e Arouca e da estação climatológica da Universidade de Aveiro, estações estas determinantes para a caracterização do regime pluviométrico por serem, das disponíveis, as mais representativas em termos de área de influência.

Na Tabela 1.1. estão registadas as temperaturas do ar medidas para os dezoito locais em estudo, nos dias em que foram efectuadas colheitas bem como a hora do dia a que se

registaram esses valores de temperatura. Apesar das diferenças horárias das colheitas verifica-se, que de uma forma geral, os meses mais quentes foram os de Junho, Julho e Agosto de 1992 apresentando valores com médias entre os 23 e os 24°C. Os Verões com estas temperaturas são considerados frescos e moderados (DAVEAU 1980). Os meses de Janeiro e de Novembro de 1993 foram aqueles em que se registaram as menores temperaturas ao longo de todo o período de colheitas, com uma média que rondou os 10 a 11°C.

Tabela 1.1. Registo das temperaturas do ar, em °C, e da hora desse registo, em horas.minutos, dos dezoito locais de colheita ao longo de todo o período de amostragem.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
Data	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar	Hora T. Ar
04/92	10.10 14,0	9.35 16,0	13.05 17,0	13.55 15,0	10.25 12,0	14.20 16,0	10.00 13,0	15.15 15,5	14.50 18,0	12.30 13,0	11.00 12,0	11.55 14,0	11.00 16,0	11.30 15,0	13.15 14,0	13.00 14,5	14.55 14,0	14.30 14,0
05/92	10.50 21,0	10.05 21,0	14.15 25,5	14.45 22,0	16.15 23,0	15.20 24,0	15.55 26,0	9.35 21,0	10.00 19,5	14.00 18,0	12.05 21,0	13.35 20,0	11.45 23,0	12.20 23,0	11.25 19,0	11.10 19,3	14.30 18,8	9.40 19,0
06/92	10.30 23,4	9.45 22,6	13.45 30,7	14.20 27,8	16.00 28,2	15.00 29,6	15.30 30,9	9.30 18,7	10.00 18,3	14.00 18,1	12.05 19,6	13.30 18,7	11.55 26,0	11.20 25,6	11.20 18,7	11.10 19,7	14.15 19,3	9.05 22,3
07/92	10.20 20,7	9.55 21,0	13.00 25,2	13.50 23,7	15.10 24,7	14.00 21,3	14.45 24,1	9.30 25,8	9.50 24,7	13.45 25,9	12.00 25,8	13.20 25,9	11.45 19,9	11.20 20,8	11.30 24,0	11.15 23,6	14.15 24,6	9.20 21,3
08/92	10.30 20,3	10.00 16,6	13.00 28,3	14.00 27,4	15.20 24,4	14.30 24,4	15.00 25,2	9.35 24,1	10.05 23,0	14.20 26,6	12.20 25,1	13.40 23,6	11.45 20,9	11.20 21,9	11.45 25,9	11.20 26,2	— —	9.25 20,2
09/92	10.30 19,9	9.50 18,0	13.00 24,4	14.00 21,8	15.10 22,4	14.20 24,2	14.50 26,0	9.40 20,1	10.10 22,9	13.50 20,7	12.10 20,9	13.20 19,8	11.45 20,9	11.20 20,5	11.30 19,4	11.10 23,8	— —	9.25 16,9
10/92	10.50 17,9	10.15 17,2	13.10 22,3	14.05 20,9	15.20 20,8	14.30 20,1	15.00 24,7	10.00 20,8	10.30 18,9	14.30 24,2	12.45 21,2	14.15 25,4	12.00 19,1	11.35 19,8	12.10 21,3	11.45 23,6	— —	9.45 18,5
11/92	10.30 15,6	10.00 15,7	13.00 21,6	13.45 21,0	15.10 22,5	14.10 22,0	14.45 21,4	9.30 17,8	9.55 17,2	— —	12.00 18,4	13.20 19,3	11.45 19,3	11.15 18,1	11.25 17,7	11.05 17,6	— —	9.25 16,8
11/92	10.30 14,7	10.00 14,4	13.00 17,0	13.45 17,0	14.50 16,0	14.10 16,2	14.30 16,4	9.50 17,4	10.15 17,5	14.00 18,2	12.10 18,0	13.30 18,6	11.40 14,4	11.00 14,8	11.40 17,6	11.20 17,3	14.10 19,5	9.20 16,1
12/92	11.20 8,9	10.40 12,0	13.50 16,4	14.35 15,7	16.00 16,4	15.15 19,1	15.40 17,8	9.10 14,5	9.45 13,4	14.00 16,3	12.10 16,2	13.15 15,9	12.30 13,1	12.05 12,9	11.30 14,8	11.15 14,3	14.30 16,8	— —
01/93	10.30 7,0	10.00 5,0	12.50 12,5	13.50 15,4	14.50 15,6	14.15 19,7	14.20 15,9	9.50 10,0	10.10 9,2	13.45 14,9	12.10 10,7	13.15 13,6	11.40 8,6	11.20 8,2	11.35 10,5	11.20 11,2	14.10 16,3	9.30 8,8
02/93	10.30 8,0	10.00 8,9	12.40 12,4	13.35 13,0	14.45 12,8	14.00 18,2	14.25 13,4	9.30 10,2	10.00 10,8	13.45 17,9	11.50 13,1	13.10 11,8	11.30 10,5	11.00 13,2	11.25 12,6	11.10 14,2	14.10 18,0	9.20 9,9
03/93	10.20 17,0	10.00 17,3	12.50 19,8	13.30 18,5	14.45 18,0	14.00 19,2	14.30 20,2	9.30 20,3	9.50 15,6	13.35 21,3	11.50 19,3	13.10 19,2	11.40 18,0	11.10 19,2	11.10 19,3	10.50 19,2	14.00 22,3	9.30 18,3
04/93	10.30 15,6	10.00 14,5	13.00 14,2	13.50 14,1	15.00 14,5	14.10 14,4	14.35 15,0	9.30 13,5	10.00 13,3	13.30 16,6	11.55 14,9	13.15 16,2	11.50 13,4	11.00 13,4	11.15 13,4	11.00 15,0	14.00 17,8	9.25 16,6
05/93	10.00 15,1	9.30 15,0	13.00 17,0	13.45 16,8	15.00 15,9	14.10 15,0	14.35 18,2	9.00 17,2	9.30 16,8	11.00 20,0	10.00 18,9	10.30 18,7	11.30 14,5	11.00 14,0	11.30 19,7	11.15 20,1	12.00 20,7	9.00 17,5
06/93	10.00 16,8	9.30 16,9	12.30 29,6	12.45 21,9	14.15 29,9	13.45 29,5	14.00 29,8	8.45 21,0	9.10 19,4	11.20 20,1	10.10 20,1	10.50 20,7	10.55 23,7	10.30 21,3	12.20 21,9	12.00 23,7	12.30 22,5	8.30 17,3
09/93			11.15 17,4	11.45 17,1	12.45 17,7	12.05 19,5	12.30 19,4	9.30 15,9	10.00 14,4	12.30 22,3	10.30 12,9	11.15 13,8	10.00 14,6	9.30 17,5	11.55 14,6			
10/93			11.35 15,0	11.55 15,3	12.50 14,9	12.20 16,9	12.35 16,3	8.50 16,4	9.10 13,9	11.35 17,2	10.45 15,3	11.10 15,5	10.25 12,8	10.05 12,6	10.00 14,2			
11/93			11.40 9,9	12.00 10,3	13.10 13,0	12.30 16,8	12.55 16,5	8.50 10,6	9.20 7,8	11.40 11,2	10.00 7,1	10.30 10,3	10.10 8,9	9.40 8,2	11.10 11,4			

Relativamente à precipitação (Tabela 1.2.) verificou-se que durante os anos de colheita (1992 e 1993) em qualquer um dos postos udométricos, à excepção do de Aveiro, se registou uma maior precipitação nos meses de Outubro ou Dezembro, com valores médios de cerca de 300mm de pluviosidade. Na estação de Aveiro o valor de precipitação máximo, quer para 1992 quer para 1993, foi notavelmente mais baixo (Tabela 1.2.). O mês de Julho foi aquele em que se registou sempre a menor precipitação anual apresentando valores muito baixos que variaram entre 0,1mm e 6,0mm.

Nos meses de maior precipitação ocorreram grandes cheias em toda a zona de amostragem pelo contrário, a baixa precipitação aliada às temperaturas mais elevadas nos meses de Verão fizeram diminuir significativamente o caudal dos rios e secar completamente a ribeira da Horta em Eixo.

Tabela 1.2. Valores da precipitação média anual, em mm, relativos aos dois anos em que decorreu o presente estudo, em alguns postos udométricos. Os valores foram obtidos no Instituto de Meteorologia e na Universidade de Aveiro. (Dados não disponíveis --).

Mês	Arouca		Albergaria-à-Velha		Aveiro		Oliveira do Bairro	
	1992	1993	1992	1993	1992	1993	1992	1993
Janeiro	10,3	41,9	80,1	92,7	15,7	13,0	61,6	47,9
Fevereiro	4,5	6,3	54,8	23,1	9,2	8,4	32,1	24,4
Março	146,8	208,2	32,0	36,3	8,4	7,2	42,1	31,4
Abril	14,9	248,8	87,1	164,4	18,2	32,4	139,9	127,5
Maiο	95,4	532,9	71,0	171,1	10,7	48,7	60,0	141,2
Junho	54,0	--	73,1	55,8	10,9	14,1	62,2	31,2
Julho	4,5	--	6,0	4,5	0,6	0,8	2,6	0,1
Agosto	36,4	31,2	31,0	7,3	4,7	1,2	50,8	0,3
Setembro	96,3	224,2	60,9	134,1	12,2	41,6	52,9	176,3
Outubro	214,3	276,6	--	321,9	38,4	89,2	--	309,4
Novembro	20,4	86,6	--	175,3	28,9	45,9	--	164,8
Dezembro	418,4	242,0	--	115,1	34,0	--	--	45,3

1.3. A GEOLOGIA DA ÁREA DE AMOSTRAGEM

A descrição geológica sucinta, da área de amostragem, que se segue foi resumida, sobretudo, a partir da observação das cartas geológicas disponíveis (CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL 1972 à escala 1:500000, CARTAS GEOLÓGICAS DE PORTUGAL à escala 1:50000 - folhas 13-C de 1963, 13-D de 1980, 16-A de 1976, e 16-C de 1981) e da leitura das respectivas notas explicativas.

A área geográfica em estudo localiza-se na bacia hidrográfica do rio Vouga no distrito de Aveiro, e engloba os concelhos de Vale de Cambra, Estarreja, Albergaria-à-Velha, Aveiro, Águeda, Oliveira do Bairro e Anadia.

Na zona do concelho de Vale de Cambra, e numa faixa de Norte para Sul, localiza-se o Complexo Xisto Grauváquico do Ante-Ordovício, onde se situam as duas estações de amostragem do rio Caima (13 - Vale de Cambra e 14 - Barbeito) a uma altitude entre os 300 e 350m. Este complexo é essencialmente constituído por xistos argilosos, pelíticos, metagrauvaques, quartezitos cinzentos e quartezitos xistentos cinzentos. No entanto, ao longo das linhas de água encontram-se zonas mais recentes constituídas por argilas, areias e cascalho formando uma zona de aluviões da era Quaternária (MARQUES 1993).

Em direcção a Oeste e numa faixa que se estende desde a região de Vila Nova de Gaia até Sul de Albergaria-à-Velha encontram-se os Xistos de Arada ou Complexo Cristalofílico do Pré-Câmbrico. Este complexo é, em geral, constituído por xistos argilosos, metamorfizados, que estão quase sempre, muito alterados. É neste complexo que se situa uma parte do rio Antuã que engloba a estação de amostragem de Minhoteira (1). Aqui, o relevo ainda é bastante acentuado e o rio encaixa num vale apertado e profundo correndo para Sudoeste (PLANO DIRECTOR MUNICIPAL DE ALBERGARIA-À-VELHA 1995). Em Estarreja, onde se

localiza a estação 2, o Antuã situa-se no limite deste complexo mas com aluviões actuais nas suas margens.

A Sul de Albergaria-à-Velha e do Complexo Cristalofílico surgem os depósitos sedimentares de terraços marinhos e de terraços fluviais superiores a 100m do Plio-Plistocénico, formados por areia siltosa, siltes, argilas e calhaus rolados, que tapam em parte o grés ou arenitos vermelhos do Triássico ou também designados Arenitos de Eirol. Esta última formação está essencialmente representada nas encostas dos vales onde a erosão fluvial se fez sentir e as pôs a descoberto. Trata-se fundamentalmente de um grés de grão fino micáceo, por vezes grosseiro avermelhado escuro com passagens acinzentadas ou amareladas. Em Frossos na escarpa que margina a estrada de Angeja, muito próximo do local de colheita que se numerou de 18, podem ver-se conglomerados deste tipo. O rio Vouga na região de Angeja, tem a margem Sul baixa e aplanada e a margem Norte escarpada principalmente por ser de constituição geológica diferente. Próximo desta zona encontram-se os pontos de amostragem da vala da Carreira entre Angeja e Frossos (18), da vala Mestra em Aldeia, Segadães (16) e do rio Vouga também em Aldeia, Segadães (15) em cujas margens está representado um depósito recente de aluviões (Quaternário). Estes aluviões são compostos por areia fina, siltosa e argilosa com elevado teor em matéria orgânica, que lhe confere um aspecto lodoso, embora possa também ocorrer material de granulometria mais grosseira com pouco material orgânico. Na chamada Pateira de Frossos, situada nas margens do rio Vouga junto à povoação do mesmo nome e relativamente próximo do local de colheita 18, vão encontrar-se os terrenos encharcados, quase em regime permanente, devido a essa zona estar ainda sob a influência das marés (PLANO DIRECTOR MUNICIPAL DE ALBERGARIA-À-VELHA 1995). Nos pontos de amostragem localizados no rio Águeda (em Águeda - 11 e em Óis da Ribeira - 12) existe também um depósito Quaternário de aluviões, sobre os Arenitos de Eirol, que se caracteriza por depósitos silto-argilosos e arenosos, por vezes com leitos lodosos (MENDIA

DE CASTRO 1986b,c *in* SILVA 1995). A Este da zona de colheita em Águeda vai encontrar-se novamente o Complexo Xisto-Grauváquico.

O rio Cértima, ao nível dos locais 3, 4 e 5, assenta sobre a formação de depósitos sedimentares do Plio-Plistocénico sendo por vezes ainda visível algumas porções dos arenitos de Eirol apresentando nas suas margens depósitos aluvionares Quaternários.

O Grés ou Arenitos de Requeixo (Cretácico) é uma formação constituída por arenitos em geral caulinosos, brancos ou róseos mais ou menos grosseiros, contendo leitos argilosos. Nesta formação estão incluídos os locais de amostragem do rio Levira (em Vila Verde - 6 e em Perrães - 7) do rio Cértima em Requeixo (10), e da ribeira da Horta em Eixo (17), todavia nas margens dos rios já houve deposição de aluviões recentes.

Na zona da vala do Fontão onde se situam os locais de colheita 8 e 9 regista-se um depósito marginal de aluviões do Quaternário, a envolver esta zona marginal encontra-se o Grés de Verba. Esta formação é também do Cretácico e caracteriza-se fundamentalmente por ser um grés grosseiro a muito grosseiro de cor esbranquiçada ou acinzentada apresentando na base ainda algumas manchas de cor avermelhada ou rosada.

Pode, então concluir-se, que os pontos de amostragem do rio Caima e do Antuã, ao contrário dos restantes, que assentam na Orla Meso-Cenozóica, situam-se sobre formações geológicas mais antigas que são o Complexo Xisto-Grauváquico e os Xistos de Arada, respectivamente em zonas onde se observa ainda, no relevo, alguma acentuação e declive. A Orla Meso-Cenozóica é constituída por formações do Triássico, Cretácico, Pliocénio e até ao recente. Do ponto de vista geomorfológico apresenta geralmente um relevo suave ocorrendo zonas aplanadas que correspondem aos terraços marinhos e fluviais bem como aos depósitos aluvionares representados nas margens dos rios. O escoamento das águas é lento com frequentes zonas de retenção.

1.4. CARACTERIZAÇÃO ANTROPOLÓGICA DO DISTRITO DE AVEIRO

O distrito de Aveiro localiza-se na região Centro-Norte-Litoral de Portugal e ocupa uma área de 2911km². É constituído por dezanove concelhos, tem dez cidades e uma população residente de 658300 habitantes (ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA REGIÃO CENTRO 1992). A densidade populacional é uma das mais elevadas do país com 224,7 hab.km⁻². A população activa do distrito, é de cerca de 325000 pessoas, com uma taxa de actividade que ultrapassa os 48% o que corresponde a cerca de 7% da população activa nacional (BAJOUCA 1995). A população activa do distrito distribui-se pelas seguintes actividades:

Indústria transformadora	73,4%
Comércio/Hotelaria	11,5%
Construção Civil	5,5%
Serviços	3,9%
Agricultura	2,8%
Transportes e Comunicações	1,2%
Indústria Extractiva	0,9%
Bancos/Seguros	0,8%

Na Tabela 1.3. é possível observar alguns parâmetros que caracterizam os concelhos em que se localizam as estações de amostragem deste estudo.

Tabela 1.3. Caracterização genérica dos concelhos onde se localizam as dezoito estações de amostragem (BAJOUCA 1995, ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA REGIÃO CENTRO 1992, CÂMARA MUNICIPAL DE SÃO JOÃO DA MADEIRA 1995).

Concelho	Área(km ²)	Freguesias	Nº hab.	Hab.km ⁻²	% da População por sector		
					primário	secundário	terciário
Águeda	340	20	44180	132,1	20	60	20
Alb. Velha	156	8	24146	141,0	26	51	23
Anadia	217	15	28780	133,1	28	42	30
Aveiro	180	14	67517	336,8	5	37	58
Estarreja	108	7	26650	247,4	23	50	27
Oliv. Bairro	76	6	18710	213,8	45	35	20
V. de Cambra	167	9	24570	167,8	37	40	22

Nos concelhos em análise, uma grande percentagem da sua população activa emprega-se no sector secundário, o que demonstra uma industrialização acentuada, todavia, em alguns concelhos o sector primário assume grande importância. É no concelho de Aveiro que o sector terciário tem a sua máxima expressão.

Embora o sector primário não assuma um papel muito marcante quando se toma em consideração a percentagem da população que a ele se dedica, convém salientar a sua importância quer para a economia nacional, no combate à desertificação e no aproveitamento racional do solo e da água, quer pelo facto de existirem nas proximidades da maior parte das estações de amostragem terrenos agrícolas.

A agricultura representa uma importante fonte de riqueza neste distrito embora o regime de propriedade não permita a concentração de grandes explorações agrícolas. Os terrenos são muito férteis e o vale do Vouga apresenta características apropriadas à criação de gado de carne e à produção de leite. É neste distrito que estão sediadas as maiores cooperativas leiteiras do país, que produzem cerca de 40% do leite e produtos lácteos consumidos a nível nacional.

As explorações agrícolas apoiam-se na mão-de-obra familiar, com a particularidade de alguns membros dos agregados familiares repartirem as suas ocupações entre a actividade agrícola e a indústria, dispensando àquela apenas algumas horas do período pós-laboral (BAJOUCA 1995, PLANO DIRECTOR MUNICIPAL DE ALBERGARIA-À-VELHA 1995).

A maior parte da Região Demarcada dos Vinhos da Bairrada situa-se no distrito de Aveiro; alguns concelhos do Norte/Nordeste integram a Região Demarcada dos Vinhos Verdes. Sendo uma das principais zonas produtoras de vinho nela se situam também algumas das maiores e mais prestigiadas Caves.

Para além da vinha, também o milho, o feijão, a batata, algumas frutas e as forragens são dos produtos mais cultivados nos seus concelhos.

Devido à grande relevância do sector secundário e para que se possa avaliar a importância da indústria, quer em número de empresas quer em número de pessoas que emprega, apresenta-se a Tabela 1.4.

É possível constatar que no concelho de Águeda a indústria de produtos metálicos lidera.

No concelho de Albergaria-à-Velha há uma maior dispersão pelos diferentes sectores de actividades importando, todavia, realçar que nas zonas em estudo (freguesias de Frossos e Angeja) o sector secundário tem pouca importância assumindo maior relevância a actividade agrícola (PLANO DIRECTOR MUNICIPAL DE ALBERGARIA-À-VELHA 1995).

Na generalidade é forte a implantação industrial na bacia do rio Cértima e Levira, sobressaindo as indústrias metalomecânicas, as vitivinícolas e as cerâmicas nos concelhos de Anadia e Oliveira do Bairro (MARN DRARN CENTRO 1995). Estes dois concelhos empregam um maior número de trabalhadores nas empresas de cerâmica. Na região de Anadia o sector das bebidas também é bastante importante.

No concelho de Aveiro lidera o sector dos produtos metálicos e da cerâmica no que respeita ao número de trabalhadores. Como estas indústrias estão concentradas em zonas industriais, que são distantes dos locais de amostragem situados naquele concelho (Requeixo e Eixo) a sua influência sobre essas formações aquáticas não se faz sentir.

No concelho de Estarreja, apesar da desactivação de algumas das empresas químicas, o sector continuou a ser o mais empregador, seguido, de imediato pelo da alimentação e bebidas e produtos metálicos. A maioria das grandes e médias empresas, sobretudo, de produtos químicos e alimentares lançam os seus efluentes, tratados ou não, para cursos de água que vão desaguar principalmente no Esteiro de Estarreja. O rio Antuã recebe efluentes de várias origens ao longo do seu curso, sendo de destacar os provenientes de fábricas de lacticínios e dos aglomerados urbanos de São João da Madeira e Oliveira de Azeméis (CÂMARA MUNICIPAL DE ESTARREJA 1995).

O concelho de Vale de Cambra, inicialmente vocacionado para as actividades industriais relacionadas com o aproveitamento dos seus recursos naturais - indústria alimentar e florestal - sofreu uma evolução muito grande no seu tecido industrial. Pode dizer-se que a matriz industrial deste concelho, assenta na criação do gado bovino (raça Arouquesa). No entanto, também as empresas metalomecânicas foram, nos últimos anos, ganhando importância sendo, actualmente o ramo dominante das indústrias do concelho (MARQUES 1993). Este concelho é atravessado pelo rio Caima onde estão situados dois pontos de amostragem.

Tabela 1.4. Caracterização da indústria dos concelhos onde se localizam as estações de amostragem deste estudo, por tipos de actividades. Os números referem-se à quantidade de empresas e ao número de trabalhadores de cada tipo de indústria (AIDA 1995).

Indústria	Águeda		Albergaria-à-Velha		Anadia		Aveiro		Estarreja		Oliveira do Bairro		Vale de Cambra	
	Empres.	Postos	Empres.	Postos	Empres.	Postos	Empres.	Postos	Empres.	Postos	Empres.	Postos	Empres.	Postos
Extractiva	10	57	0	0	1	5	10	128	0	0	2	8	3	60
Aliment. e bebidas	23	333	16	221	45	1106	48	1211	20	998	11	116	9	632
Textéis e Vestuário	42	2304	15	536	13	189	29	595	9	354	14	322	10	280
Couro	4	38	0	0	0	0	2	7	2	27	1	2	8	46
Calcado														
Madeira	56	1027	24	399	51	683	56	575	43	185	10	101	20	990
Cortiça	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
Papel	22	447	4	83	15	222	17	1174	4	25	6	52	2	26
Gráficas														
Química	20	352	4	28	8	160	16	302	6	1148	1	3	8	121
Cerâmica	56	2588	8	290	34	2329	51	3113	3	98	21	1456	1	5
Metalúrgia	51	1526	10	525	4	22	16	1090	1	6	6	169	5	619
Produtos Metálicos	239	7644	40	776	47	1236	104	4746	33	469	36	915	56	2258
Outras	10	78	1	9	3	33	5	114	1	15	2	37	1	3
Constr. e Obras Públ.	98	1211	56	369	56	482	147	1546	39	299	52	341	53	370
TOTAL	632	17608	178	3236	277	6467	501	14601	137	3624	162	3522	177	5413

CAPÍTULO 2. CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA DOS LOCAIS EM ESTUDO

"Pollution" means the direct or indirect introduction, as a result of human activity, of substances, vibrations, heat or noise into the air, water or land which may be harmful to human health or the quality of the environment, result in damage to material property, or impair or interfere with amenities and other legitimate uses of the environment" (COMMISSION PROPOSAL FOR A COUNCIL DIRECTIVE ESTABLISHING A FRAMEWORK FOR COMMUNITY ACTION IN THE FIELD OF WATER POLICY, DRAFT 1997).

2.1. INTRODUÇÃO

A monitorização da qualidade da água por meio de parâmetros físico-químicos é muito importante para verificar se os níveis de nutrientes, metais, pesticidas, substâncias radioactivas, entre outros, estão abaixo dos níveis recomendados. No entanto, a interpretação do "estado químico" de um determinado troço de um rio torna-se difícil de definir (ROUND 1991) conseguindo-se, apenas, uma caracterização grosseira devido aos múltiplos e complexos efeitos que ocorrem permanentemente em qualquer formação aquática. De facto os parâmetros físico-químicos sofrem enormes flutuações à medida que certos compostos, nela contidos, são degradados, adsorvidos, complexados com outros, ou outros compostos são adicionados ao sistema em quantidades variáveis de fontes intermitentes ou permanentes. A acrescentar a estas variações ainda há os factores climáticos como a precipitação, a temperatura e a pressão, entre outros, que afectam a velocidade da corrente, a diluição/concentração de nutrientes, o oxigénio dissolvido, etc.. Deste modo, a avaliação da qualidade da água é quase sempre incompleta porque o número de parâmetros determinados é limitado e frequentemente varia consoante o interesse do estudo e os custos das análises.

2.1.1. Significado dos principais parâmetros físico-químicos

Do conjunto de parâmetros físico-químicos em estudo neste trabalho uns revelam poluição orgânica, outros determinam a poluição inorgânica.

As concentrações de azoto, nos seus diferentes estados de oxidação (NO_3^- , NO_2^- e NH_4^+), a de fósforo, sob a forma de fosfatos, a carência bioquímica de oxigénio (CBO_5), a oxidabilidade ao permanganato (CQO_{Mn}) e ao dicromato (CQO_{Cr}) e o oxigénio dissolvido são os parâmetros que melhor apreciam a poluição orgânica.

A poluição inorgânica pode ser avaliada genericamente pela mineralização total e por alguns elementos metálicos (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb).

O oxigénio dissolvido e a sua percentagem de saturação são parâmetros importantes para a avaliação da qualidade do meio aquático porque traduzem o seu poder oxidativo. É necessário algum cuidado na interpretação destes parâmetros, visto que nem sempre uma elevada percentagem de saturação de oxigénio é sinónimo de boa qualidade da água. Em locais onde a produtividade primária é acentuada podem verificar-se altos valores de oxigénio dissolvido devido à sua libertação pelos organismos fotossintéticos durante o dia.

Relacionados com o oxigénio dissolvido estão o CBO_5 e CQO (Mn e Cr), porque traduzem a quantidade de oxigénio consumido na oxidação de matéria orgânica por via bioquímica e por via química, respectivamente.

O CBO_5 é teoricamente proporcional ao conteúdo em matéria orgânica biodegradável e, em certa medida, na ausência de sementeira, à quantidade de organismos vivos responsáveis pela auto-depuração da água (NISBET & VERNEAUX 1970). É contudo, necessário ser prudente na interpretação deste parâmetro principalmente na presença de poluentes tóxicos que podem inibir o CBO_5 . Do mesmo modo, a realização de diluições e sementeiras também

podem inibir este parâmetro, pelo que nunca deve ser considerado como o único critério de estimação da qualidade da água (NISBET & VERNEAUX 1970). Os baixos valores de CBO_5 , na presença de substâncias tóxicas, não traduzem necessariamente um baixo conteúdo em matéria orgânica biodegradável, mas, pelo contrário, podem traduzir uma poluição química intensa. As diluições podem causar alterações imprevisíveis no meio dos organismos presentes tornando incomparáveis os resultados de diferentes estações de amostragem e de diferentes momentos de amostragem (VAN DAM 1974).

A oxidabilidade ao K_2MnO_4 e ao $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ são dois métodos complementares de determinação da concentração de substâncias orgânicas no meio aquático. O segundo método é mais fiável do que o primeiro porque as condições em que se processa a oxidação pelo $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ são mantidas praticamente constantes.

Entre as principais fontes de azoto nos meios aquáticos estão: a mineralização de matéria orgânica nos solos, os fertilizantes utilizados na agricultura, os desperdícios de animais, as águas residuais municipais e industriais.

A concentração de azoto nítrico num meio aquático pode variar ao longo do tempo devido à concentração de oxigénio e à intensidade da produtividade primária. Quando a concentração de oxigénio é baixa a probabilidade de redução dos nitratos a outras formas azotadas mais reduzidas é maior. Se o desenvolvimento dos seres autotróficos é elevado, a concentração de nitratos tende a diminuir devido à sua intensa utilização.

Os nitritos constituem um estado de oxidação intermédio do azoto entre os nitratos e a amónia e só em meios com baixas concentrações de oxigénio é que os seus níveis se tornam importantes, pois em sistemas aquáticos bem oxigenados e limpos os nitritos são rapidamente oxidados a nitratos.

A amónia pode resultar da redução de nitratos e nitritos, da decomposição de matéria orgânica proteica, ou ser produzida em processos industriais. A redução de nitratos e nitritos a amónia só ocorre quando o meio aquático possui um elevado potencial redutor. Quando o conteúdo em oxigénio é baixo, a oxidação de matéria orgânica não se efectua de uma forma completa mantendo-se elevados os níveis de amónia.

O fósforo, macronutriente necessário à vida vegetal, entra nos meios aquáticos como fosfatos, através dos detergentes dos esgotos domésticos e industriais e da lixiviação dos adubos utilizados na agricultura, por meio da precipitação ou irrigação. O aumento da concentração de fosfatos provoca uma eutrofização acelerada das águas.

A concentração de cloretos pode dar uma boa indicação do grau de eutrofização da água e em certos casos pode ser reveladora de poluição urbana ou industrial (NISBET & VERNEAUX 1970).

A detecção de elevadas concentrações de alguns dos elementos químicos que na natureza se encontram em concentrações extremamente baixas (Cu, Zn, Ni e Pb) pode ser indicadora de uma situação de poluição industrial. É necessário não esquecer que o efeito tóxico destes elementos nos organismos aquáticos varia principalmente com o pH e com a concentração de compostos orgânicos na água.

O pH é um factor importante nos sistemas químicos e biológicos dos meios aquáticos. A toxicidade de muitos compostos está dependente do seu grau de dissociação que por sua vez é afectado pelo pH.

A alcalinidade é uma medida da capacidade tamponante da água e como tal condiciona o pH do meio aquático.

A condutividade que constitui uma boa indicação do grau de mineralização é proporcional à quantidade de sais ionizáveis dissolvidos (NISBET & VERNEAUX 1970).

2.2. MATERIAL E MÉTODOS

Seleccionaram-se dezoito estações de amostragem e efectuaram-se análises físico-químicas de quatro em quatro semanas, aproximadamente. Em treze desses locais efectuaram-se dezanove campanhas de amostragem desde Abril de 1992 até Junho de 1993 sem interrupções e depois no Outono de 1993 (Setembro, Outubro e Novembro). Nos restantes cinco locais (1, 2, 16, 17 e 18) efectuaram-se dezasseis campanhas de amostragem sem interrupções de Abril de 1992 até Junho de 1993.

2.2.1. Colheita de água para análises físico-químicas

Em cada local e em cada campanha de amostragem colheu-se cerca de 1 litro de água da camada superficial em garrafa de polietileno para a determinação dos parâmetros químicos no laboratório. Para determinar o CBO_5 foram utilizadas garrafas de "BOD" com cerca de 250 ml de capacidade, em duplicado. Para determinação dos metais foi recolhida água em garrafa de polietileno previamente lavadas com ácido nítrico, com cerca de 250 ml de capacidade. Todas estas amostras de água foram transportadas para o laboratório no mais curto espaço de tempo possível e efectuadas as análises físico-químicas.

2.2.2. Determinação dos parâmetros físico-químicos

2.2.2.1. *In situ*

A temperatura da água e do ar e o oxigénio dissolvido foram medidos com a sonda do oxímetro WTW OXI 196. A percentagem de saturação de oxigénio dissolvido foi determinada a partir da fórmula de Truesdale (RODIER 1971).

O pH e a condutividade foram determinados com um medidor de pH e condutividade DSPH1. O valor de condutividade foi convertido em condutividade a 20° C a partir da qual

se obteve uma estimativa da **mineralização total**, aplicando as equações de C. RICHARD e NGUYEN VAN CU (RODIER 1971).

A **velocidade da corrente** foi determinada com um medidor de corrente da marca 203DR.

2.2.2.2. No laboratório

A água colhida em garrafa de polietileno com cerca de 1 litro de capacidade foi filtrada por filtros WHATMAN nº 1.

As **matérias orgânicas** ou **carência química de oxigênio** foram determinadas por dois processos: volumetria (CQO_{Mn}) e colorimetria (CQO_{Cr}).

A oxidabilidade ao KMnO_4 (CQO_{Mn}) foi efectuada em meio ácido à temperatura ambiente, durante 4 horas, em amostras de 100 ml (RODIER 1971). A oxidabilidade ao $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (CQO_{Cr}) foi efectuada no espectrofotómetro DR2000 HACH após 2 horas de oxidação à temperatura constante de 150° C.

A **alcalinidade** (CaCO_3 e HCO_3^-) foi determinada por volumetria titulando uma amostra de 50 ml com H_2SO_4 0,1M ou 0,01M, usando como indicadores a fenolftaleína e a mistura de vermelho de metilo e verde de bromocresol.

Os **cloretos** (Cl^-) foram determinados pelo método de MOHR (RODIER 1971).

Os iões de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram determinados por complexiometria pelo EDTA (RODIER 1971).

As concentrações de Na^+ e K^+ foram determinadas por fotometria de chama, usando o fotómetro JENWAY PFP7.

O **azoto nítrico** $\text{N}(\text{NO}_3^-)$ foi determinado pelo método do salicilato de sódio (RODIER 1971).

O **azoto nitroso** $N(NO_2^-)$ foi determinado pelo método da α -naftilamina - ácido sulfanílico (RODIER 1971).

O **azoto amoniacal** $N(NH_4^+)$ foi determinado pelo método do azul de indofenol, modificado (HALL & LUCAS 1981).

O **fósforo** $P(PO_4^{3+})$ foi determinado pelo método do molibdato de amónio, sendo o cloreto estanhoso o redutor (A.P.H.A. 1971).

A **silica** (SiO_2) foi determinada pelo método do molibdato de amónio (A.P.H.A. 1971).

As análises colorimétricas, com excepção do CQO_{Cr} , foram efectuadas no espectrofotómetro da BAUSCH & LOMB (SPECTRONIC 21).

A **carência bioquímica de oxigénio** (CBO_5) foi determinada pela diferença entre a concentração de oxigénio medida pelo oxímetro, no campo, no momento da colheita, e o oxigénio dissolvido contido na água introduzida nos frascos de "BOD" passados 5 dias. Os frascos de "BOD" permaneceram 5 dias na obscuridade, a $20^\circ C$ ao fim do qual se mediu o oxigénio dissolvido pelo método de WINKLER modificado (STRICKLAND & PARSONS 1972).

Quando a concentração de oxigénio, determinada no local, era muito baixa, o que provavelmente não permitia a determinação do CBO_5 , a água era transportada para o laboratório e aí sujeita a arejamento e diluições com água destilada. Em seguida era medido o oxigénio dissolvido na água e introduzida novamente em frascos de "BOD".

Os metais (**Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb**) foram determinados por Espectrometria de Plasma por Acoplamento Induzido (ICP) usando para o efeito um espectrofotómetro de indução de plasma Jobin Yvon 70 Plus. As condições instrumentais apresentam-se na Tabela 2.1.

Uma parte da amostra colhida em garrafa de polietileno foi filtrada sob pressão por filtros de 0,45 μ m e depois preservada com 5ml⁻¹ de ácido nítrico (HNO₃) de modo a manter o pH à volta de 2, e guardada em garrafa de polietileno (HALL & GODINHO 1980). A outra parte da amostra foi somente acidificada com HNO₃ concentrado na proporção de 1:4 para determinação da componente total após a digestão da amostra (APHA 1971, 1995). As duas amostras eram congeladas até à determinação dos metais por ICP.

Tabela 2.1. Condições instrumentais para o Espectrómetro de ICP.

Parâmetros	
Energia incidente	1000 W
Fluxo do gás do plasma	12 lmin. ⁻¹
Fluxo de gás auxiliar	0 lmin. ⁻¹
Fluxo de gás do Nebulizador	0,3 lmin. ⁻¹
Caudal de Nebulização	1 mlmin. ⁻¹
Tipo de Nebulizador	Meinhard C

2.3. RESULTADOS

Os resultados dos parâmetros físico-químicos determinados ao longo do tempo de amostragem estão representados nas tabelas dos ANEXOS 1 e 2, e representados graficamente nas Figuras 2.1. a 2.18. No ANEXO 2 só os metais detectados foram registados.

O valor máximo recomendável (V.M.R.) e o valor máximo admissível (V.M.A.) referidos para os diferentes parâmetros estudados e para águas destinadas à rega e à produção de água para consumo humano foram extraídos do Decreto Lei 74/90 de 7 de Março (Tabela 2.2.), pelo que não se fará referência a este documento sempre que se cite um valor de V.M.R. ou de V.M.A.,

Tabela 2.2. Valores máximos recomendáveis (V.M.R.) e valores máximos admissíveis (V.M.A.) relativos às águas destinadas à rega e às águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano. Condutividade - $\mu\text{mhos cm}^{-1}$; restantes parâmetros, com excepção para o pH, - mg l^{-1} . (Decreto-Lei n.º 74/90 de 7 de Março).

Parâmetros	Rega		Consumo humano	
	V.M.R.	V.M.A.	V.M.R.	V.M.A.
pH	6,5 - 8,4	4,5 - 9,0	5,5 - 9,0	
Condutividade 20°C	1000		1000	
HCO_3^-	92	520		
CQO_{Cr}			30	
CBO_5			7	
Cl^-	70	150	200	
$\text{N}(\text{NO}_3^-)$	1,13	6,77	5,65	11,3
$\text{N}(\text{NO}_2^-)$		9,13		
$\text{N}(\text{NH}_4^+)$			1,56	3,12
$\text{P}(\text{P}_2\text{C}_5)$			0,153	
Al	5,0	20		
Mn	0,20	10	1	
Fe	5,0	20	1	
Ni	0,5	2,0		
Cu	0,20	5,0	1	
Zn	2,0	10,0	1	5
Pb	5,0	20		0,05

No rio Antuã em Minhoteira (1) e em Estarreja (2) a concentração em cloretos e em fósforo, sob a forma de fosfatos, indicaram uma poluição fraca a forte, respectivamente, ao longo de todo o período de amostragem (NISBET & VERNEAUX 1970). O fósforo ultrapassou quase sempre o valor máximo recomendável (V.M.R.) para águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano. No rio Antuã em Estarreja (2) a média da concentração de fósforo foi ligeiramente inferior à de Minhoteira (1).

A concentração das diferentes formas de azoto nestes dois pontos de amostragem indicaram uma situação de poluição, que se intensificou no Verão de 1992, agravada pelo

facto de predominarem as formas mais reduzidas do azoto, indicando um meio de elevado potencial redutor. As médias destes parâmetros foram inferiores em Estarreja (2). A concentração em azoto nítrico ultrapassou, por vezes, o V.M.R. para águas destinadas à rega. O azoto amoniacal apresentou valores que ultrapassaram, por vezes, o valor máximo admissível (V.M.A.) para águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano.

À semelhança do que aconteceu para o azoto, também os valores de matéria orgânica confirmaram o aumento de degradação da qualidade da água, durante o Verão de 1992, que indicaram uma situação anormal de poluição (NISBET & VERNEAUX 1970, SLÁDECEK 1973). Os valores de CQO_{Cr} e de CBO_5 ultrapassaram, durante alguns meses, o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano, sobretudo em Minhoteira (1).

A concentração de bicarbonatos ultrapassou o V.M.R. para água destinada à rega, sobretudo, durante o Verão de 1992.

A concentração em Na^+ foi elevada para ambos os locais de amostragem.

Verificou-se também que em alguns meses o Mn ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas à rega ($200 \mu g l^{-1}$), enquanto o Fe dissolvido ultrapassou, por vezes, o V.M.R. ($1000 \mu g l^{-1}$) ou até o V.M.A. ($2000 \mu g l^{-1}$) para águas destinadas ao mesmo fim.

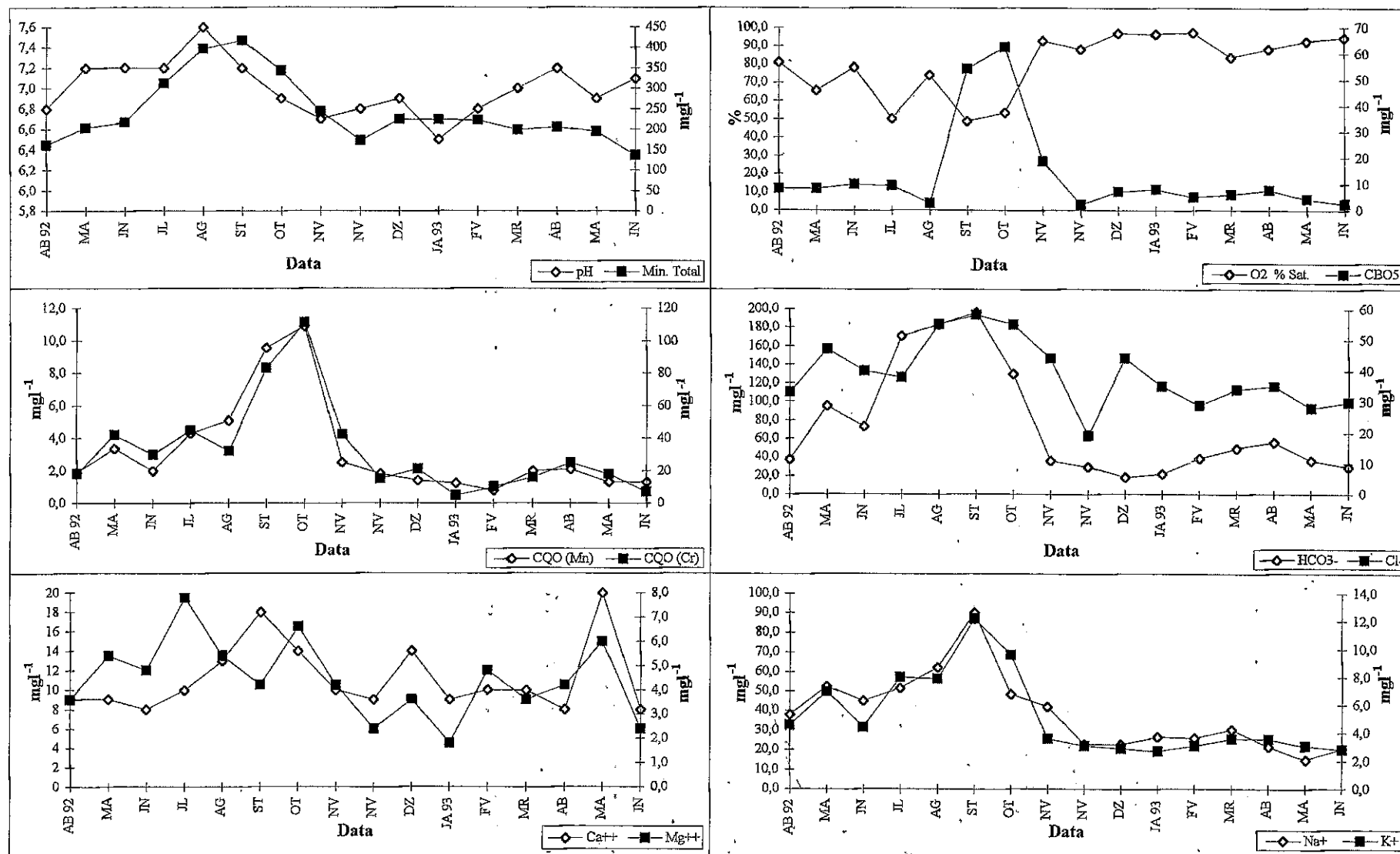


Figura 2.1a. Rio Antuã, Minhoiteira - estação 1. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

47 A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

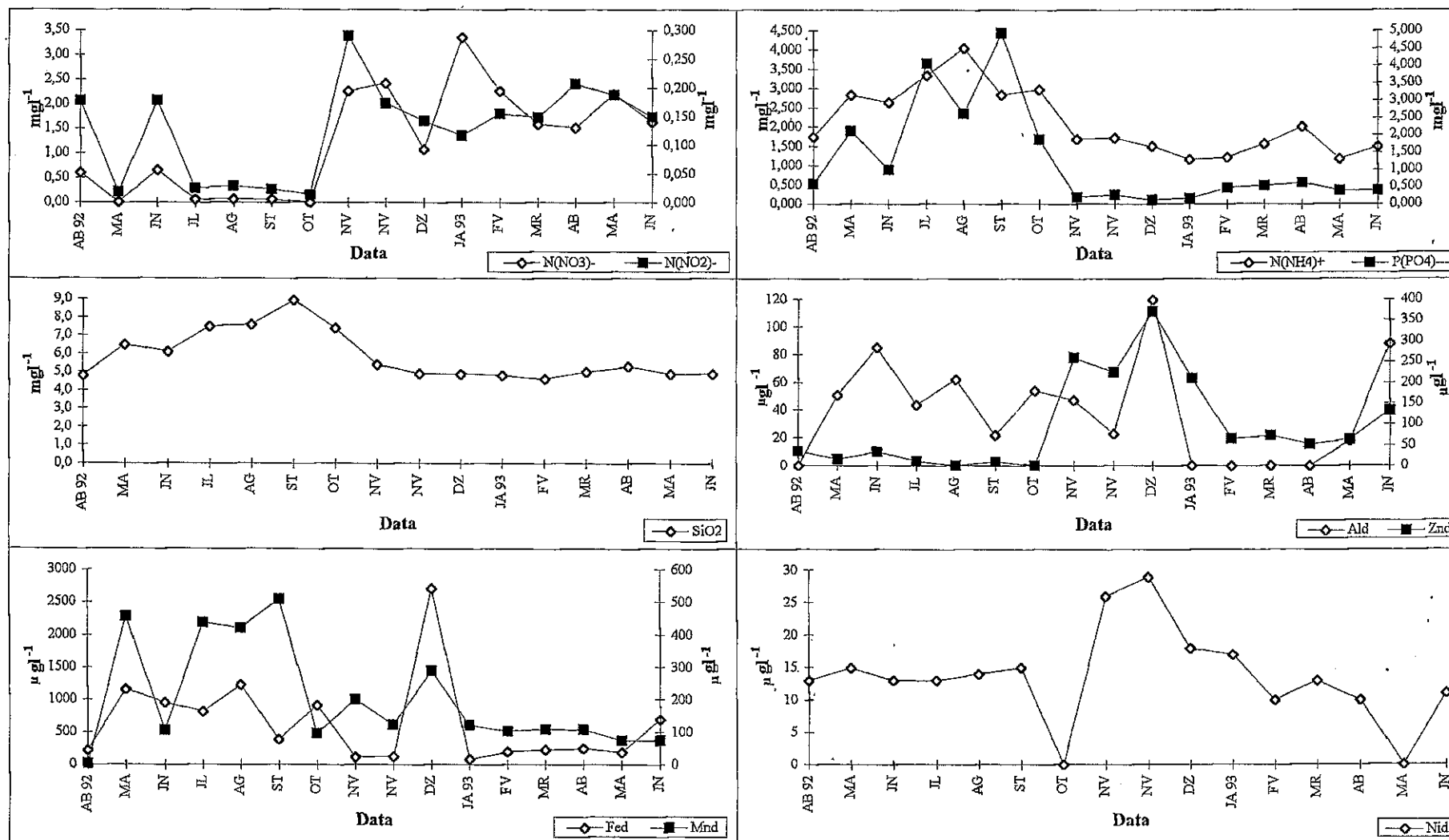


Figura 2.1b. Rio Antuá, Minhoteira - estação 1. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

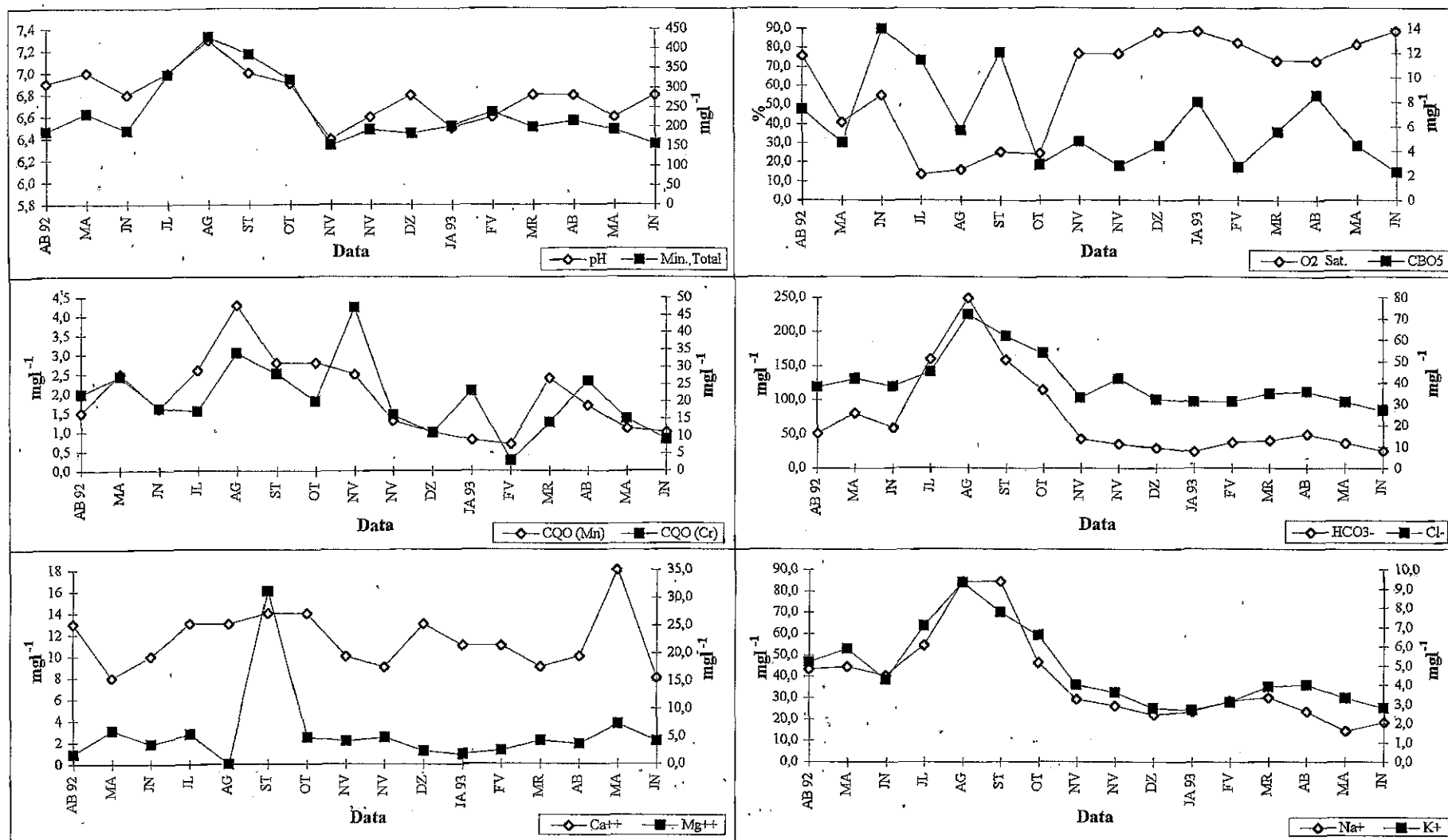


Figura 2.2a. Rio Antuã, Estarreja - estação 2. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

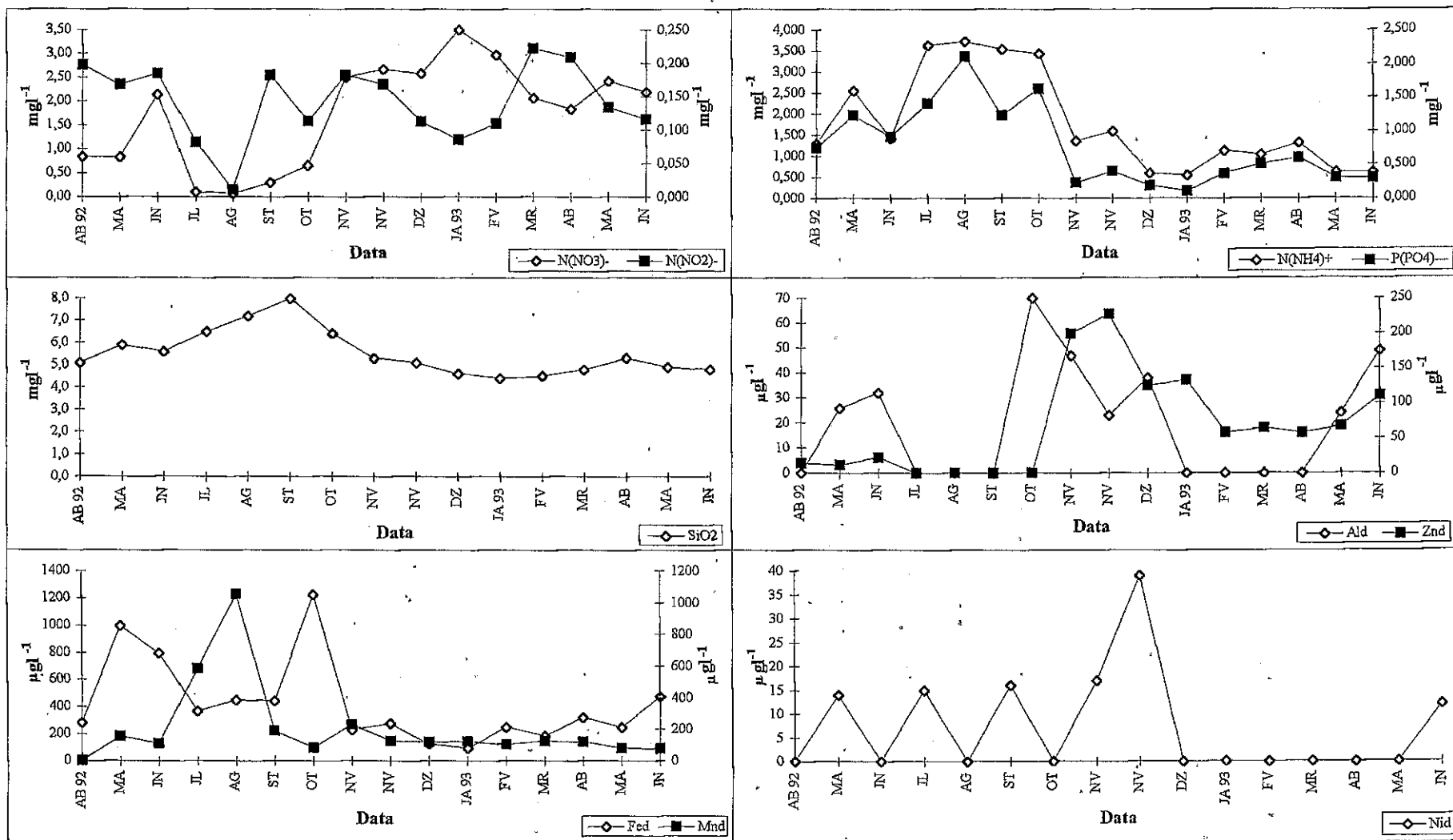


Figura 2.2b. Rio Antuã, Estarreja - estação 2. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

Nas três estações de amostragem do rio Cértima (3, 4 e 5) os valores determinados para os cloretos e para a condutividade a 20° C indicaram uma situação de poluição, enquanto a concentração de fósforo indicou uma poluição forte ao longo de todo o período de amostragem (NISBET & VERNEAUX 1970), ultrapassando sempre ou quase sempre o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

O grau de poluição destas três estações pôde diferenciar-se pelas concentrações em azoto nas suas diversas formas, apresentando Vale de Estevão (3) um potencial redutor mais elevado visto que as concentrações em azoto nitroso e amoniacal foram, de uma forma geral, maiores do que em São João de Azénha (4) e na ponte de Perrães (5). A concentração em azoto nítrico em 3, 4 e 5 ultrapassou, durante alguns meses, o V.M.R. para águas destinadas à rega. Em Vale de Estevão (3) a concentração de azoto amoniacal ultrapassou, por vezes, o V.M.R. mas apenas ultrapassou uma vez este valor e uma vez o V.M.A. para o local 4, enquanto em 5 nunca atingiu o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

Durante 1992, no local 3, as concentrações de HCO_3^- e de matéria orgânica (CQO e CBO_5) indicaram poluição, que se tornou muito forte durante o Verão e o Outono ultrapassando, neste período, o V.M.R. para águas destinadas à produção de águas para consumo humano. No ano de 1993 houve alguma recuperação, que foi demonstrada pelos menores valores daqueles parâmetros. Nos locais 4 e 5 os valores de matéria orgânica atingiram, de uma forma geral, valores mais elevados também durante 1992, revelando uma situação anormal com alguma carga orgânica (NISBET & VERNEAUX 1970). Em todos os três locais em estudo os bicarbonatos ultrapassaram o V.M.R. para águas destinadas à rega, durante todo o período de amostragem.

O Mn ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas à rega principalmente durante o Verão e Outono de 1992 nos locais 3, 4 e 5.

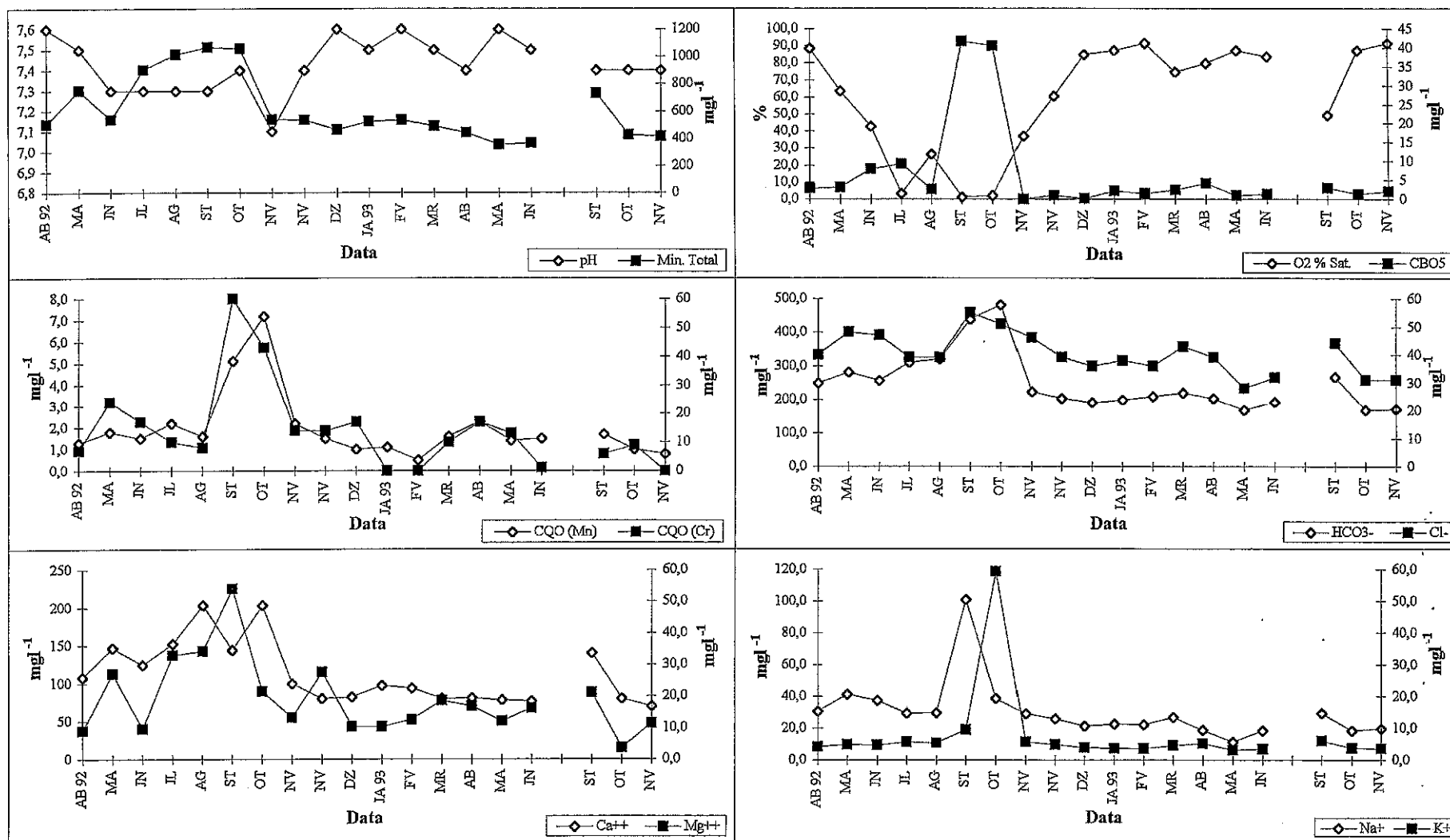


Figura 2.3a. Rio Cértima, Vale de Estevão - estação 3. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

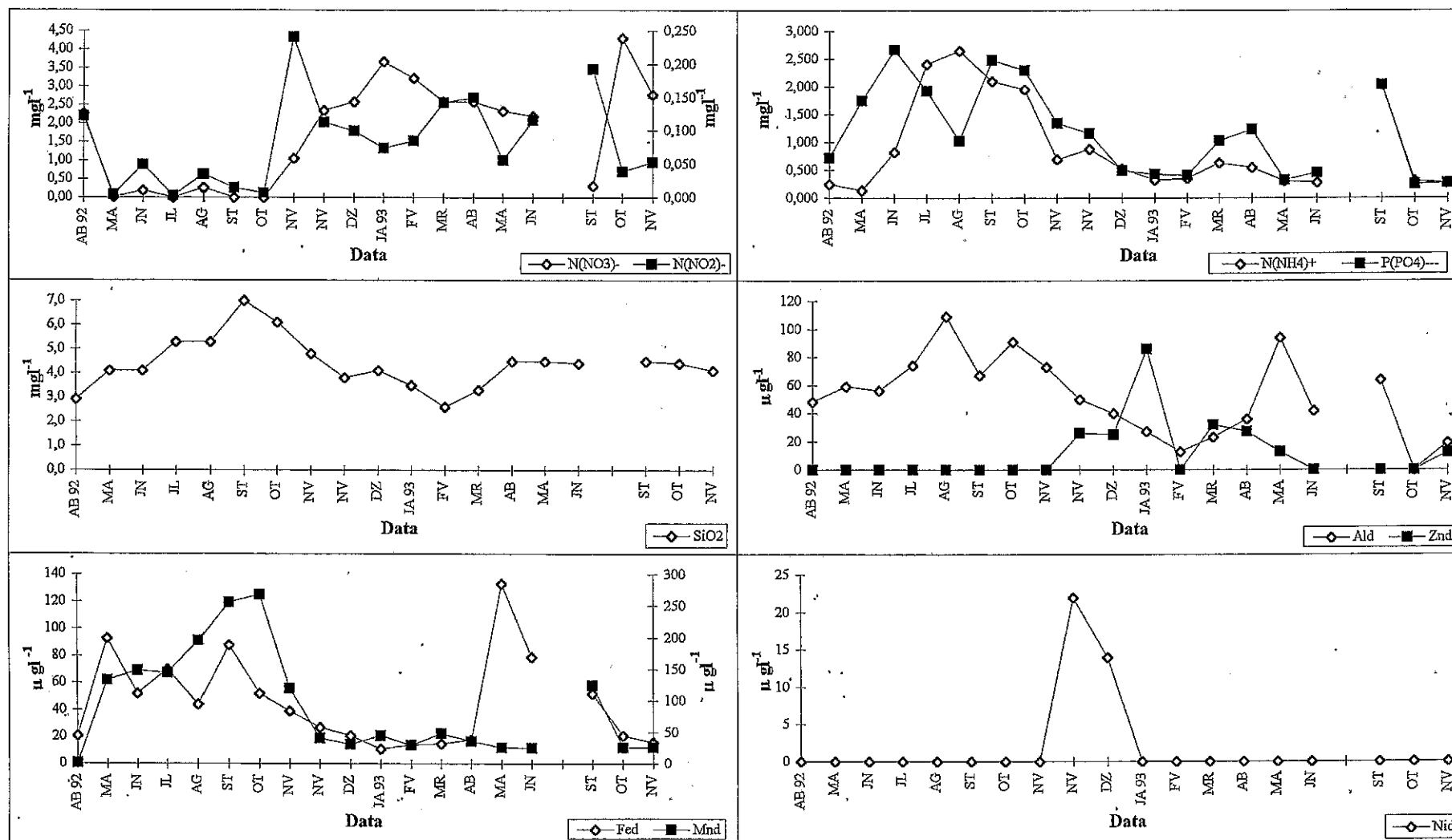


Figura 2.3b. Rio Cértima, Vale de Estevão - estação 3. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

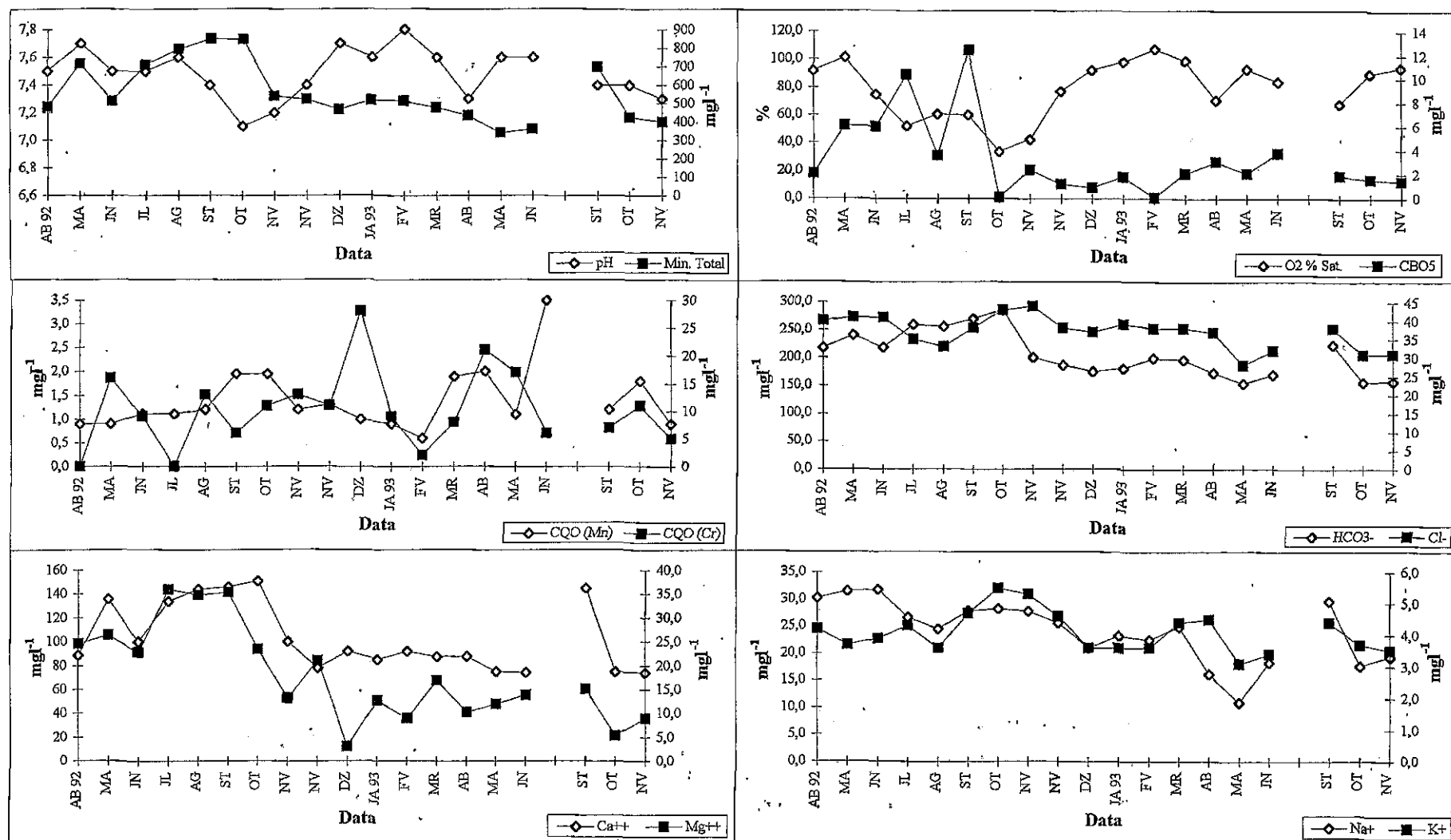


Figura 2.4a. Rio Cértima, São João de Azenha - estação 4. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

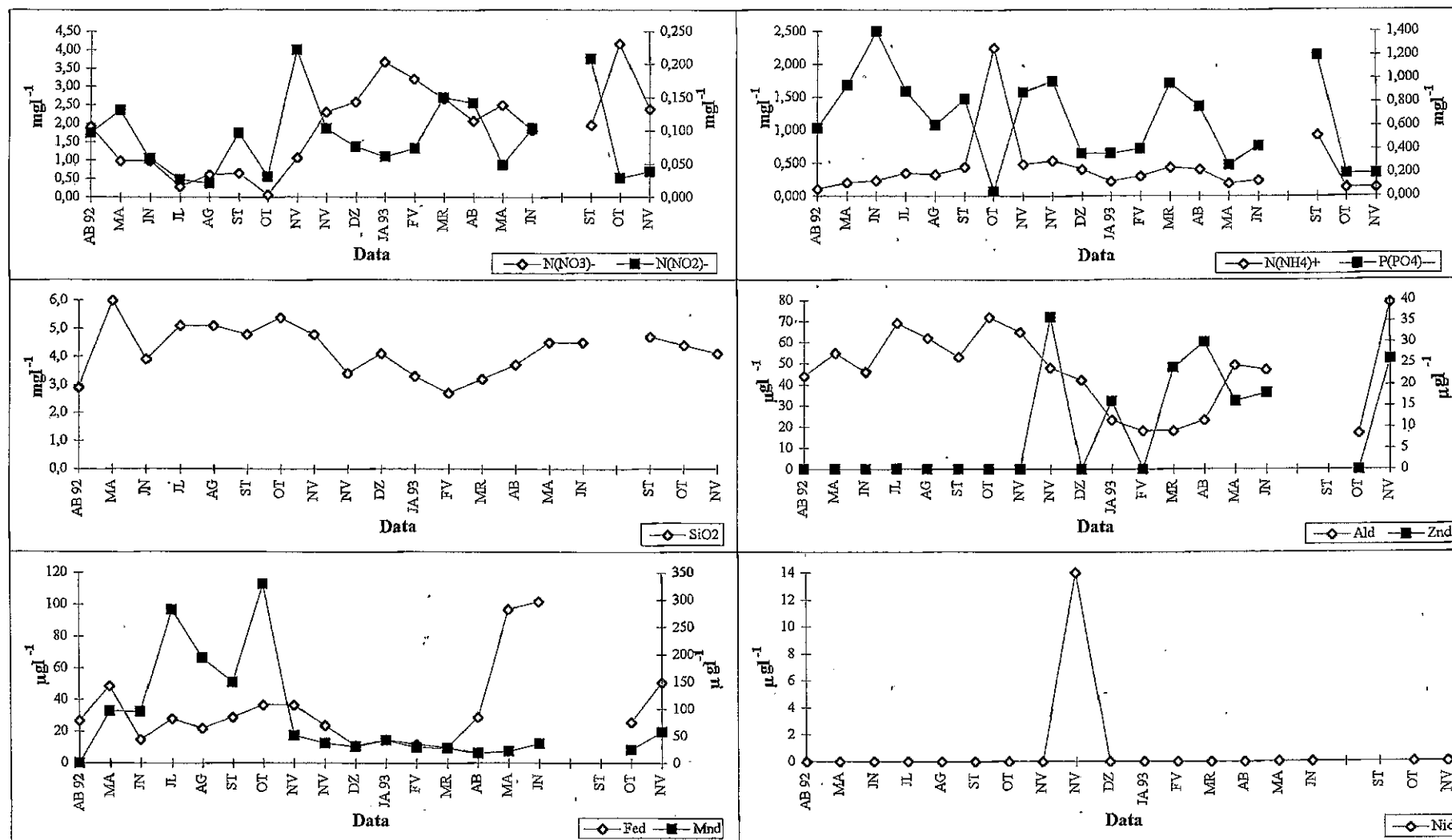


Figura 2.4b. Rio Cértima, São João de Azenha - estação 4. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

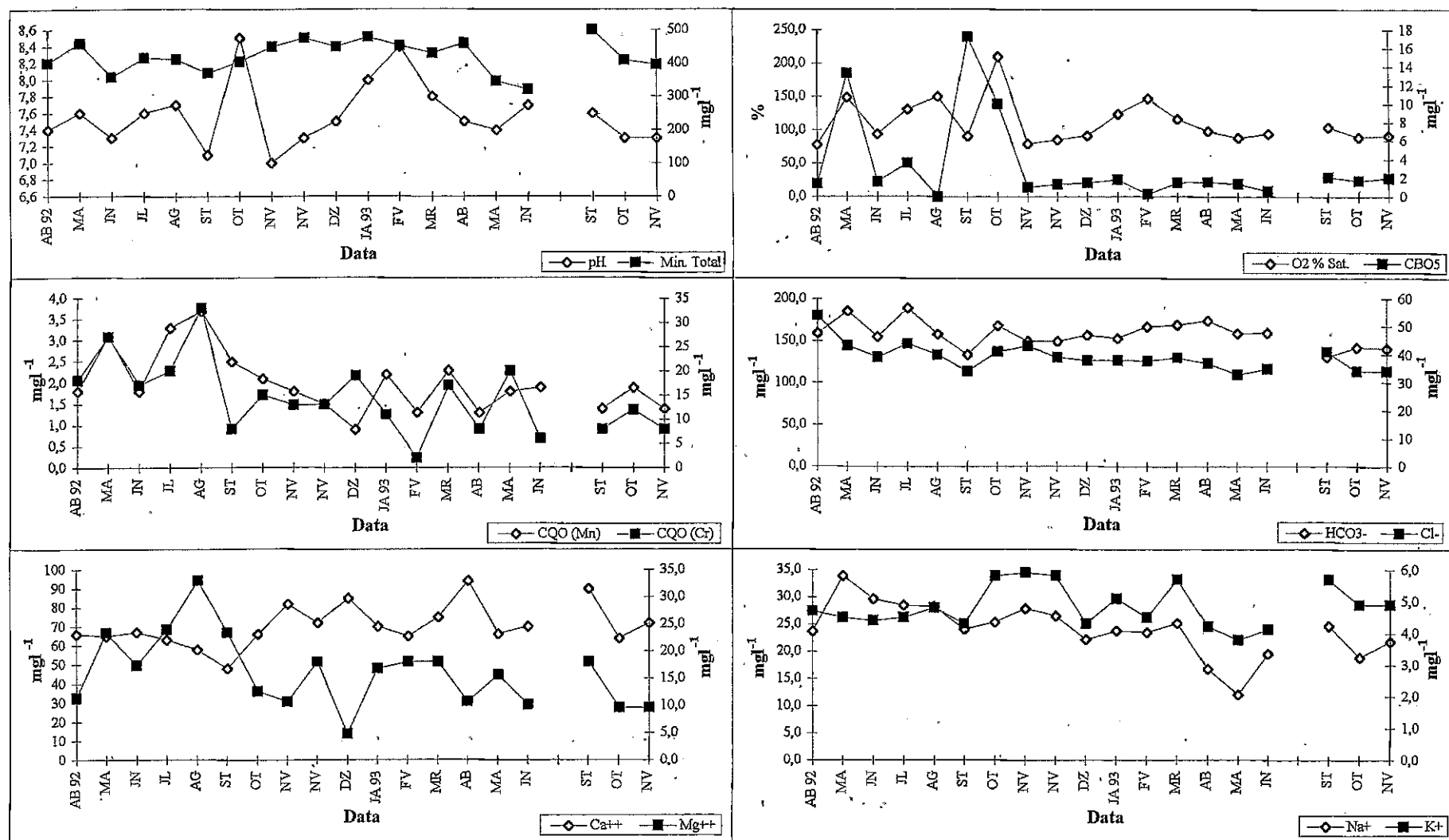


Figura 2.5a. Rio Cértima, ponte de Perrães - estação 5. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

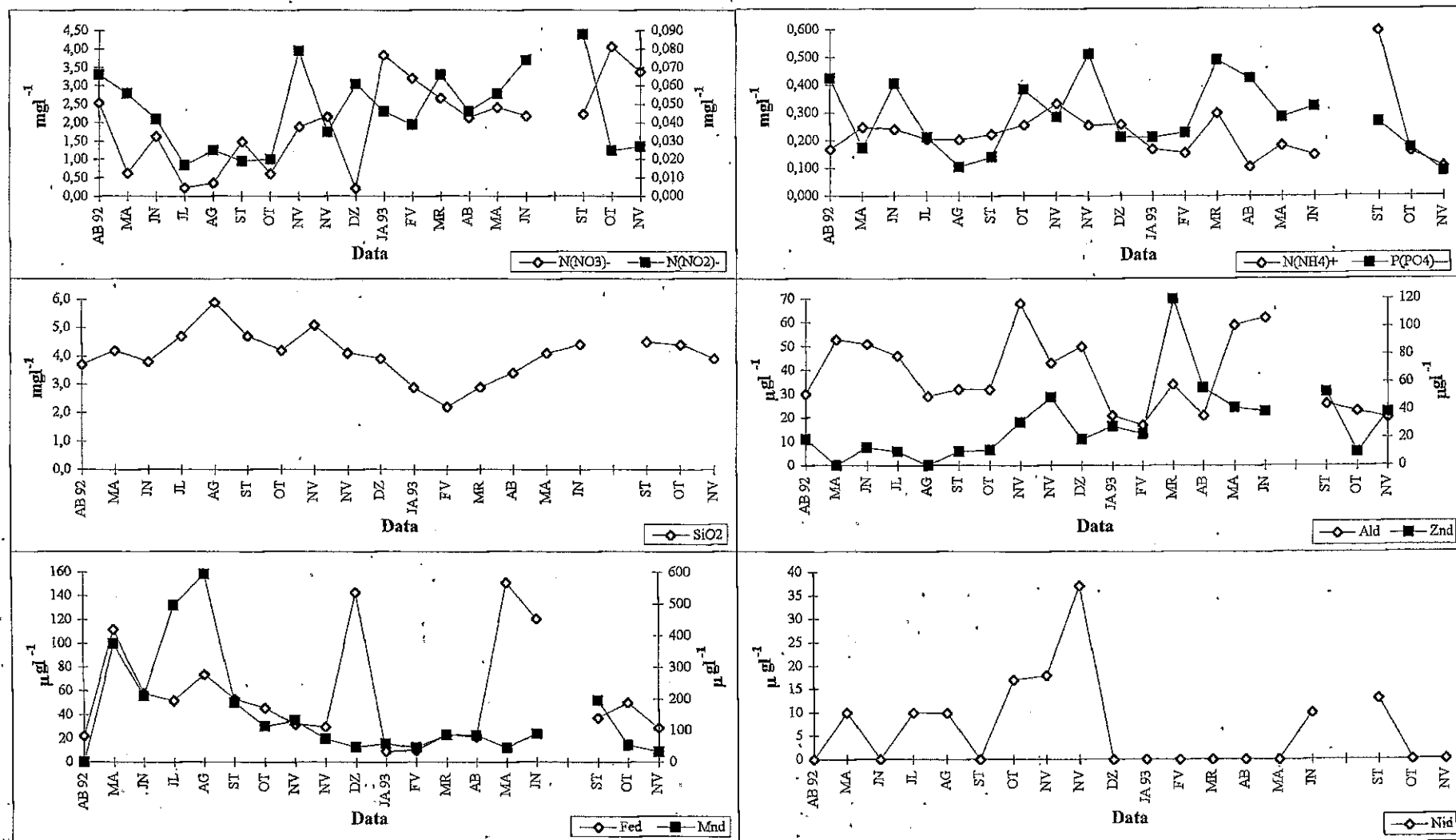


Figura 2.5b. Rio Cértima, ponte de Perrões - estação 5. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

No rio Levira (locais 6 e 7) os valores de condutividade a 20° C e a concentração em cloretos indicaram poluição ao longo de todo o tempo de amostragem.

Os valores de CQO (KMnO_4 e $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) e CBO_5 indicaram uma situação anormal de carga orgânica praticamente ao longo de todo o período de amostragem. No entanto, foi durante 1992 e em Vila Verde (6) que esta situação se tornou mais grave ultrapassando o V.M.R. do CQO_{Cr} e do CBO_5 para águas destinadas à produção de águas para consumo humano. Em 1993 nos dois locais do rio Levira, o CBO_5 revelou uma qualidade da água variável de duvidosa a aceitável (NISBET & VERNEAUX 1970).

A concentração de fósforo indicou poluição forte em Vila Verde (6) em 1992, período em que é ultrapassado o V.M.R. para águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano, enquanto em 1993 a situação se tornou menos grave. Verifica-se ainda que houve uma forte poluição por azoto nítrico que depois se manifestou na estação mais a jusante (local 7), mas com menor intensidade. O azoto nítrico apresentou, em Vila Verde, concentrações sempre superiores ao V.M.R. para águas destinadas à rega, ultrapassando em dois meses (10/93 e 11/93) o V.M.A. para águas destinadas ao mesmo fim e em três meses (01/93, 10/93 e 11/93) o V.M.R. para águas destinadas à produção de águas para consumo humano. O conteúdo em azoto nitroso e amoniacal, revelou poluição sensível e poluição média a forte, respectivamente. Apenas em 04/92 o azoto amoniacal ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

Em Perrães (7) a concentração de fósforo só na Primavera e no Verão de 1992 indicou poluição forte, no restante período de amostragem indicou uma situação menos grave de eutrofia a poluição fraca. Ainda em Perrães o azoto nitroso indicou poluição insidiosa a sensível enquanto que o azoto amoniacal indicou poluição fraca a média. Nesta estação a

concentração de azoto nítrico ultrapassou quase sempre o V.M.R. para águas destinadas à rega.

No rio Levira (6 e 7) a concentração de bicarbonatos ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas à rega ao longo de todo o período de amostragem.

Vila Verde foi a única estação de amostragem em estudo que apresentou uma acentuada poluição por chumbo e zinco, poluição essa que foi transmitida à estação mais a jusante (7) por deriva.

O Zn e o Mn ultrapassaram, por vezes, o V.M.R. de águas destinadas à produção de água para consumo humano, enquanto o Pb ultrapassou frequentemente o V.M.A. para águas destinadas ao mesmo fim. Em Vila Verde (6) a concentração média de Al total foi bastante elevada, cerca de $900 \mu\text{g l}^{-1}$.

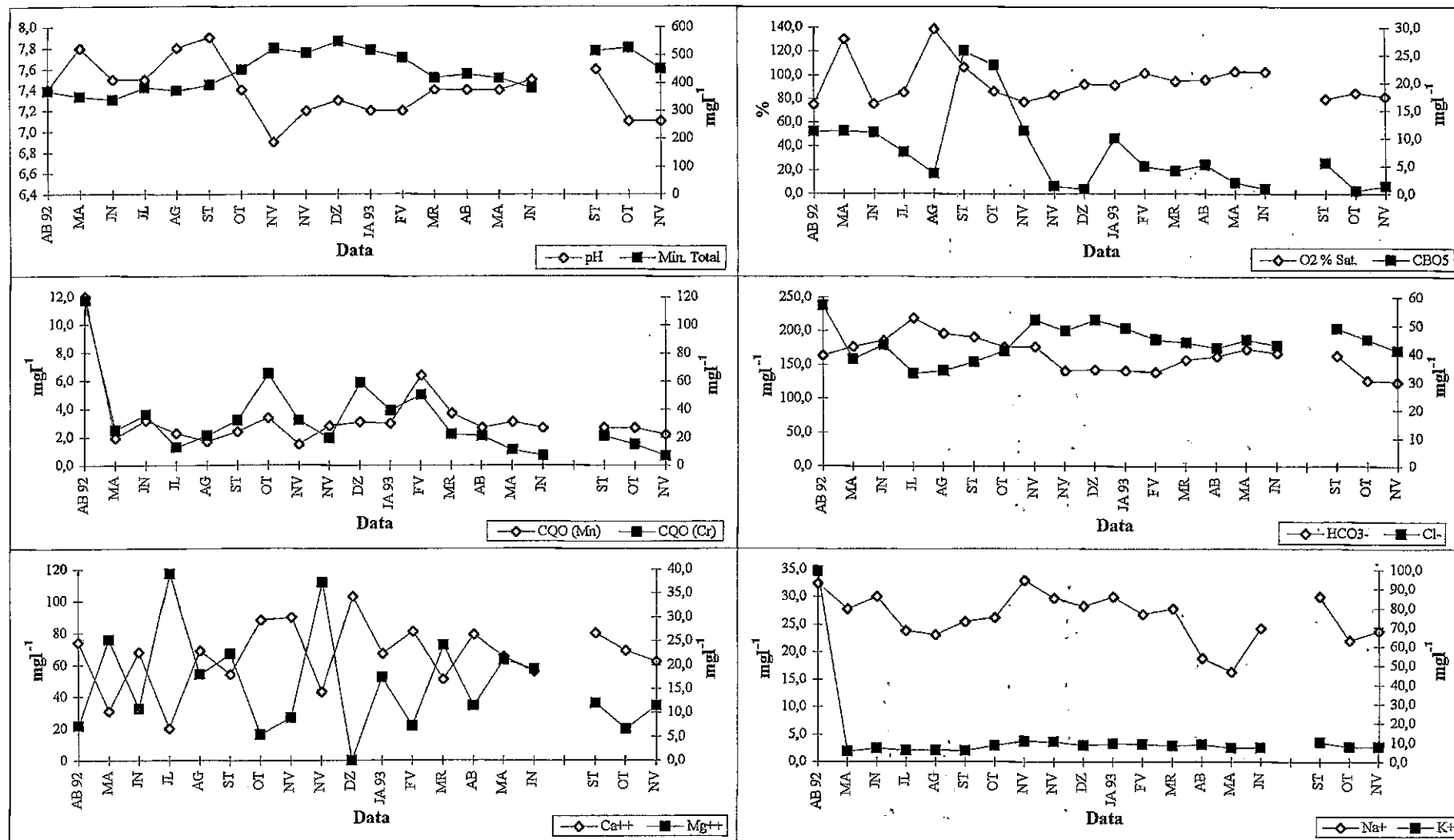


Figura 2.6a. Rio Levira, Vila Verde - estação 6. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

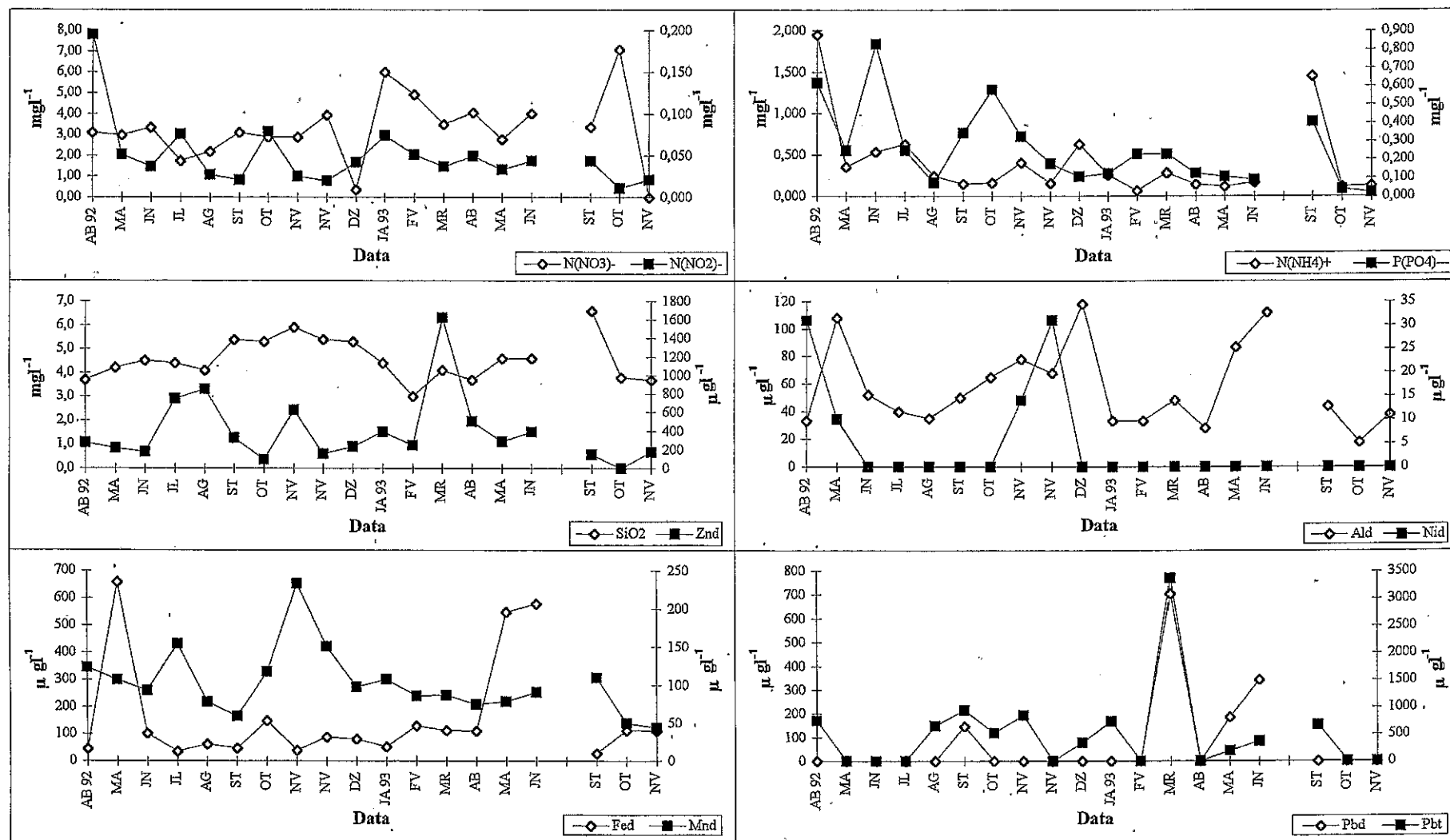


Figura 2.6b. Rio Levira, Vila Verde - estação 6. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

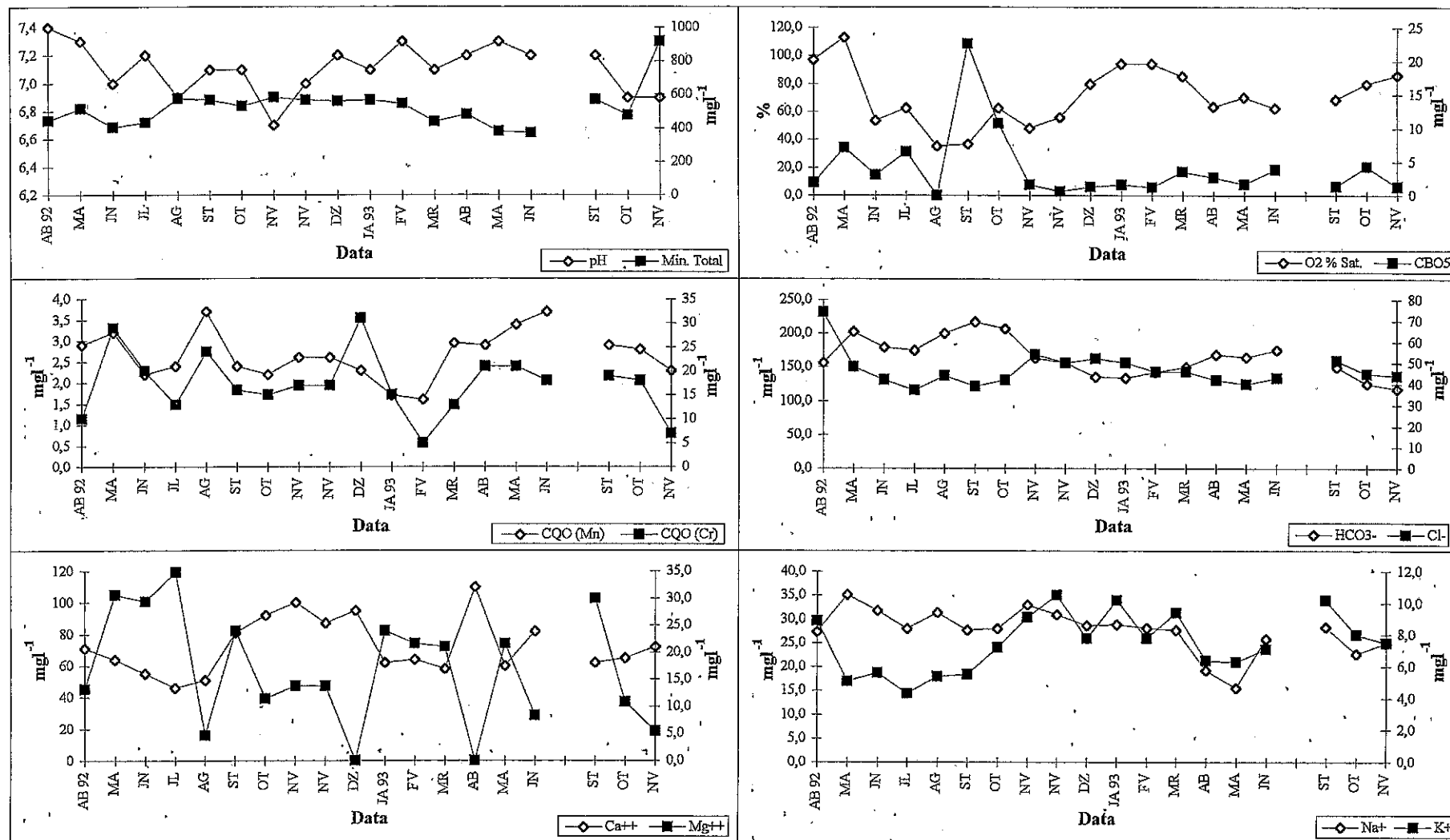


Figura 2.7a. Rio Levira, Perrães - estação 7. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

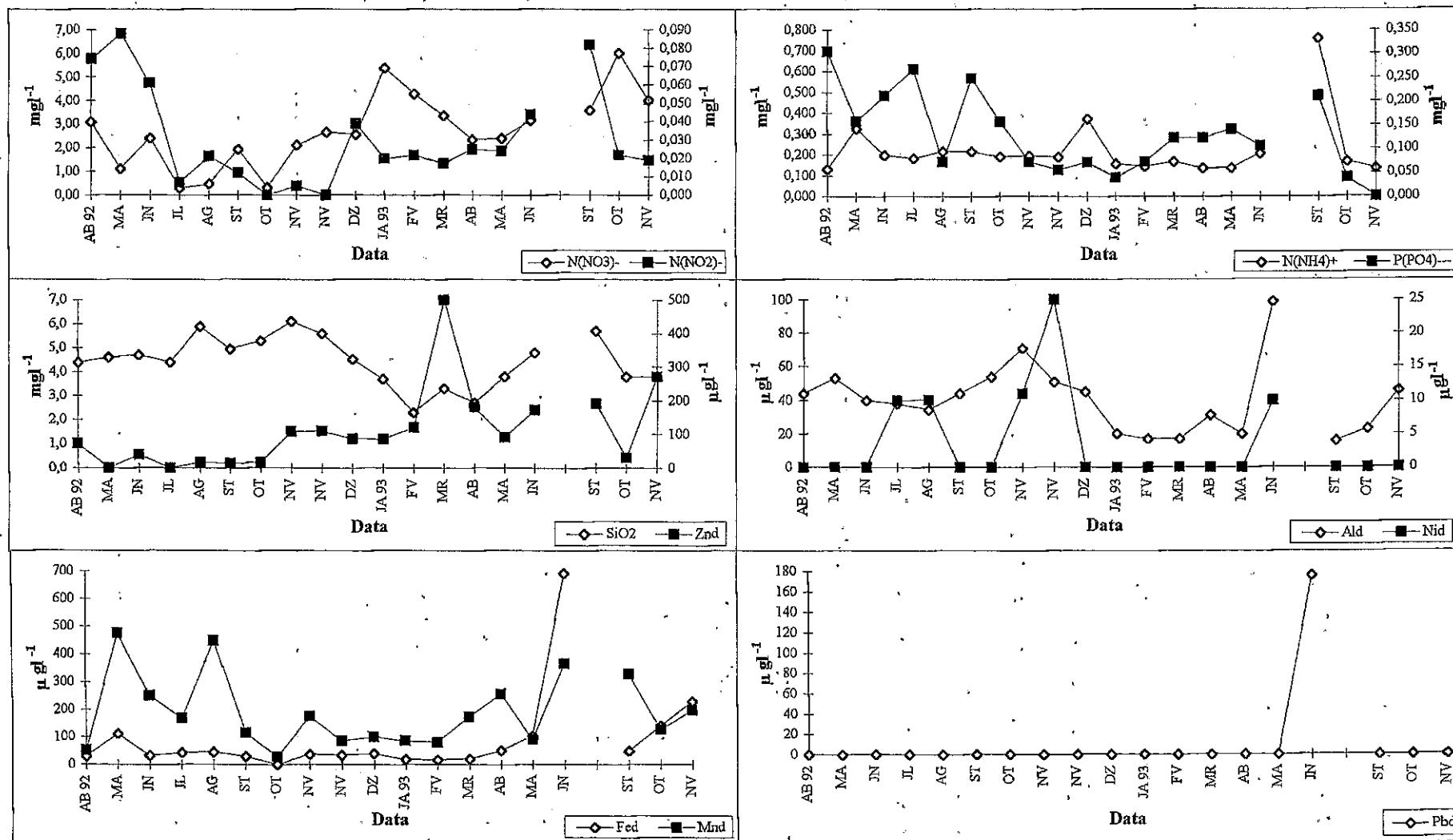


Figura 2.7b. Rio Levira, Perrães - estação 7. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

A vala do Fontão em Vessada (8) e a ponte do Pano (9) são locais de águas muito paradas e apresentaram uma forte poluição orgânica evidenciada pelos elevados valores de CQO (valores sempre superiores ao V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano) e de CBO_5 (ultrapassou, por vezes, o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano) e um baixo poder oxidativo que levou à predominância do azoto amoniacal em relação às outras formas de azoto. O azoto amoniacal ultrapassou, sobretudo, no ano de 1992 o V.M.R. e por vezes o V.M.A. para águas destinadas à produção de água para consumo humano nas duas estações em análise. O fósforo, sob a forma de fosfatos, foi mais abundante na estação 8, sobretudo durante 1992, indicando uma forte poluição (NISBET & VERNEAUX 1970) ultrapassando, durante alguns meses, o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

O ião Cl^- indicou uma poluição média a forte (NISBET & VERNEAUX 1970) mais acentuada em 1992. A concentração de bicarbonatos e cloretos, quer no local 8, quer no local 9, ultrapassou frequentemente o V.M.R. para águas destinadas à rega, e os cloretos chegaram a apresentar valores superiores ao V.M.A. em alguns meses.

Também a condutividade a 20°C indicou poluição ao longo de todo o período de amostragem, no local 8, e assumiu valores um pouco menores no local 9, revelando poluição no Outono de 1992 e Inverno de 1992-93 (NISBET & VERNEAUX 1970).

No local 9, no Outono de 1993, o CBO_5 , $\text{N}(\text{NO}_3^-)$, $\text{N}(\text{NO}_2^-)$ e $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$ apresentaram valores semelhantes ou mais elevados que os registados no restante período de amostragem, caracterizando um estado de maior degradação das águas.

O Mn ultrapassou frequentemente o V.M.R. para águas destinadas à rega nos locais 8 e 9, embora a média tenha sido mais elevada no local 8, enquanto a concentração em Fe dissolvido ultrapassou o V.M.R. e, por vezes, o V.M.A. para águas destinadas à produção de

água para consumo humano, sobretudo no local 9. Também nestas estações (8 e 9) o Al assumiu os valores médios mais elevados dos dezoito locais em estudo 990 e 940 $\mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente. O Cu, Zn e Ni só foram detectados pontualmente quer na estação 8, quer na estação 9 (Outono de 1992 e 1993).

O rio Cértima em Requeixo (10) apresentou alguma poluição orgânica que foi confirmada pelos valores de CBO₅ e CQO que, sobretudo no Verão e início do Outono de 1992, assumiram em simultâneo valores elevados. As concentrações de CQO_{Cr} ultrapassaram, durante alguns meses, o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano. As concentrações em azoto e cloretos puseram em evidência uma poluição fraca a média durante todo o período de amostragem. A condutividade a 20° C revelou poluição principalmente durante 1992 (NISBET & VERNEAUX 1970).

O valor da concentração em Mn ultrapassou em 05/92 o V.M.R. para águas destinadas à rega.

Os bicarbonatos apresentaram frequentemente valores superiores ao V.M.R. e o azoto nítrico ultrapassou, por vezes, o V.M.R. para águas destinadas à rega.

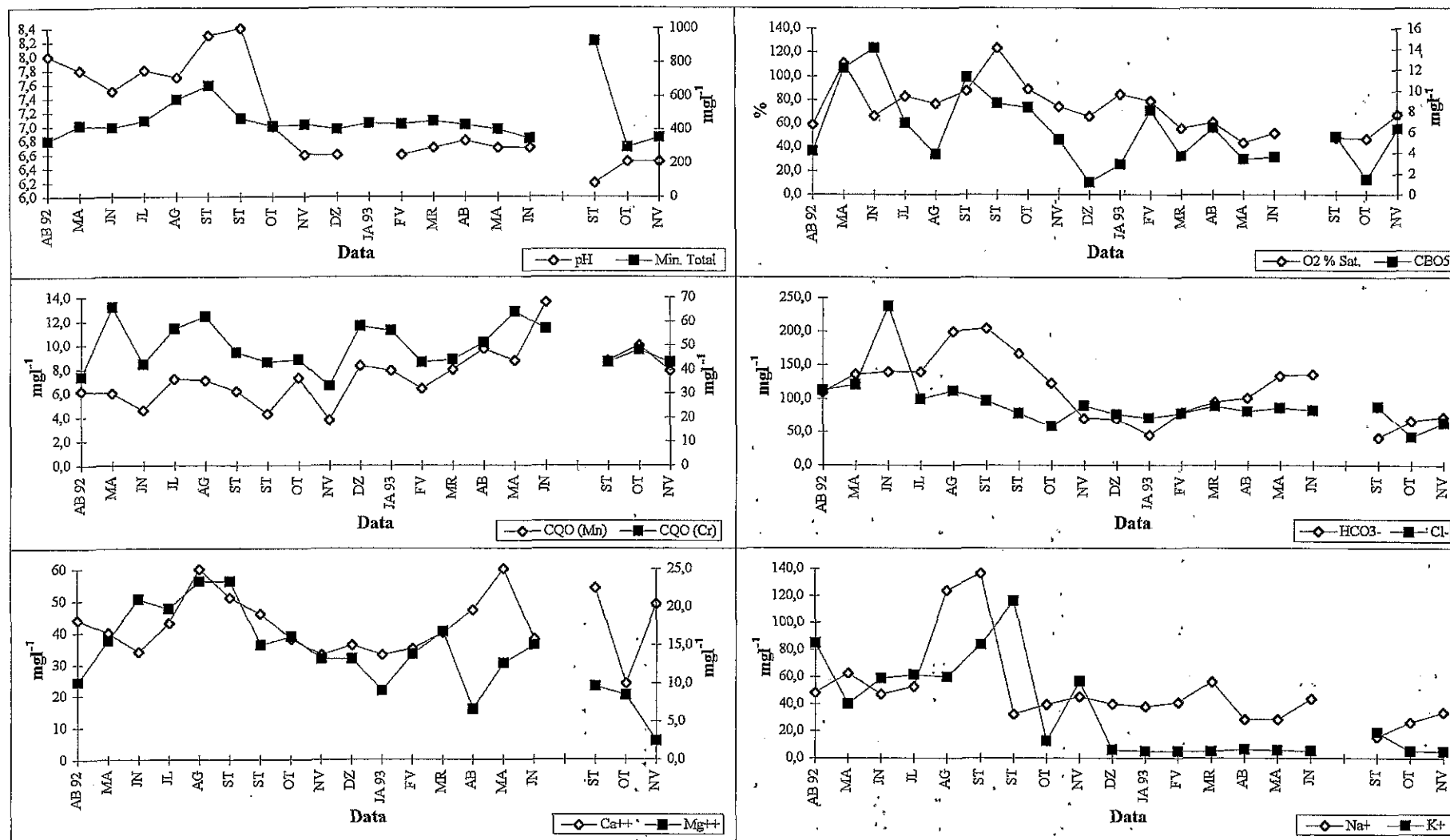


Figura 2.8a. Vale do Fontão, Vessada - estação 8. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

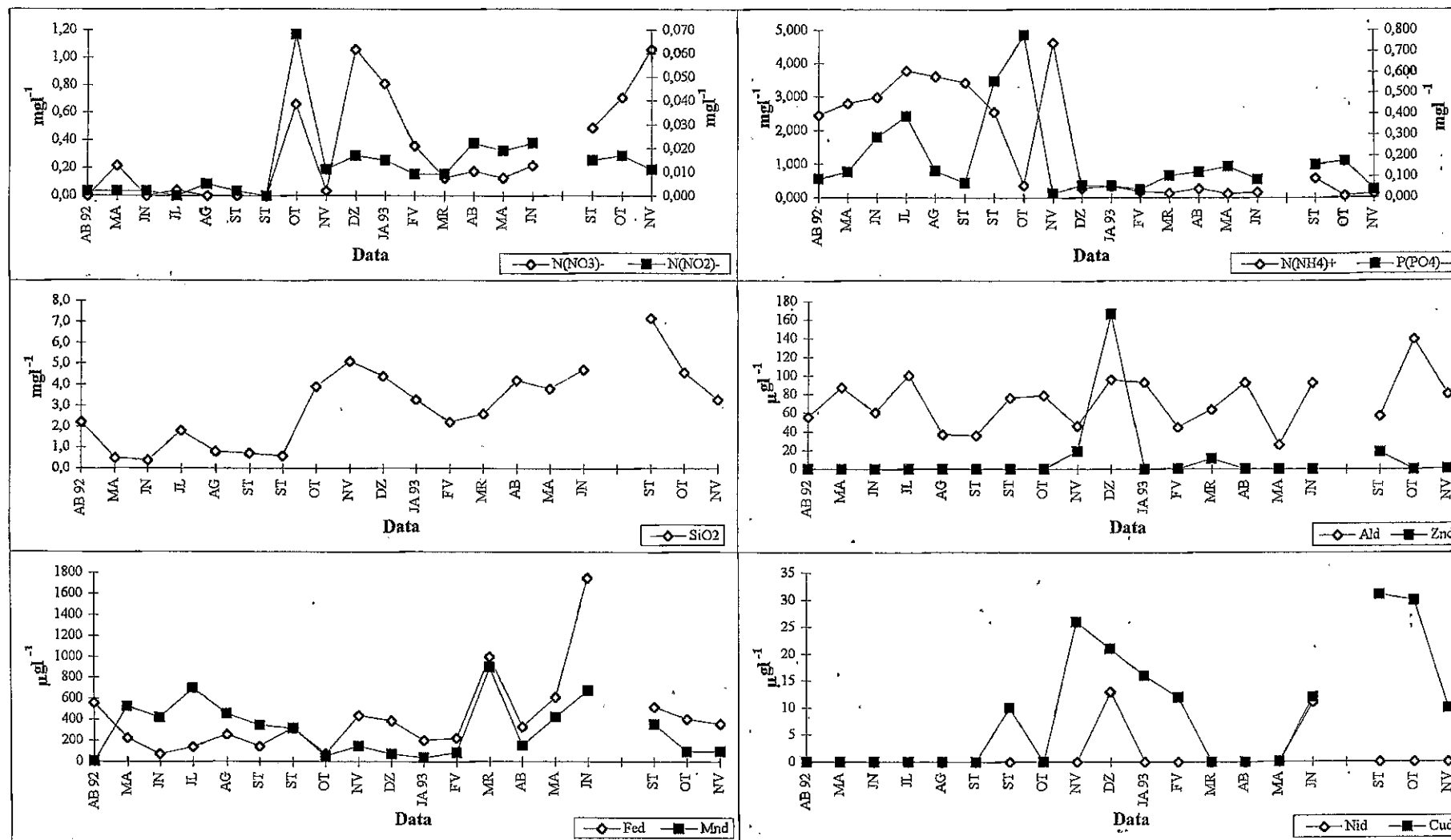


Figura 2.8b. Valsa do Fontão, Vessada - estação 8. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

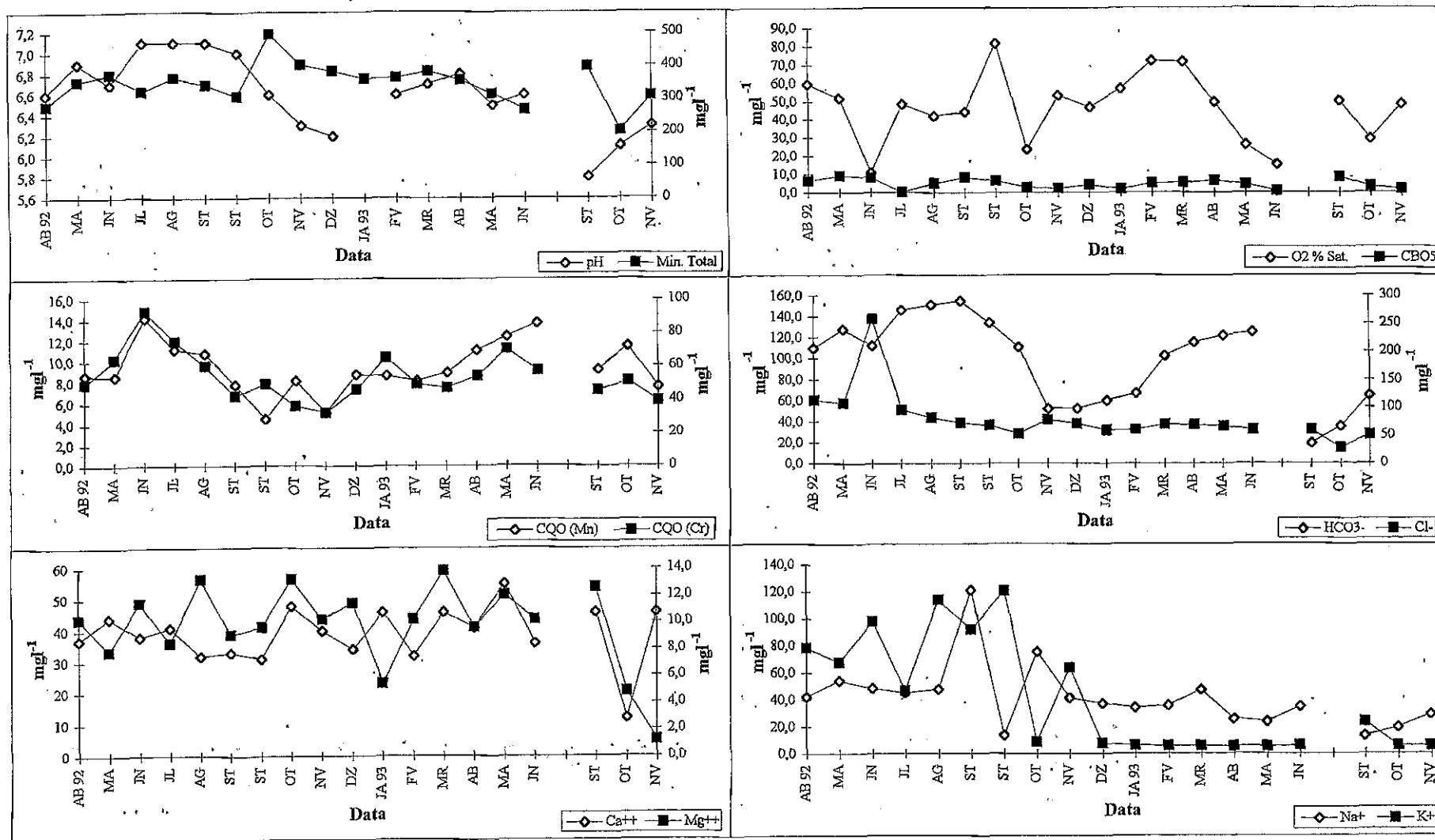


Figura 2.9a. Rio Largo, ponte do Pano - estação 9. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

69 A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

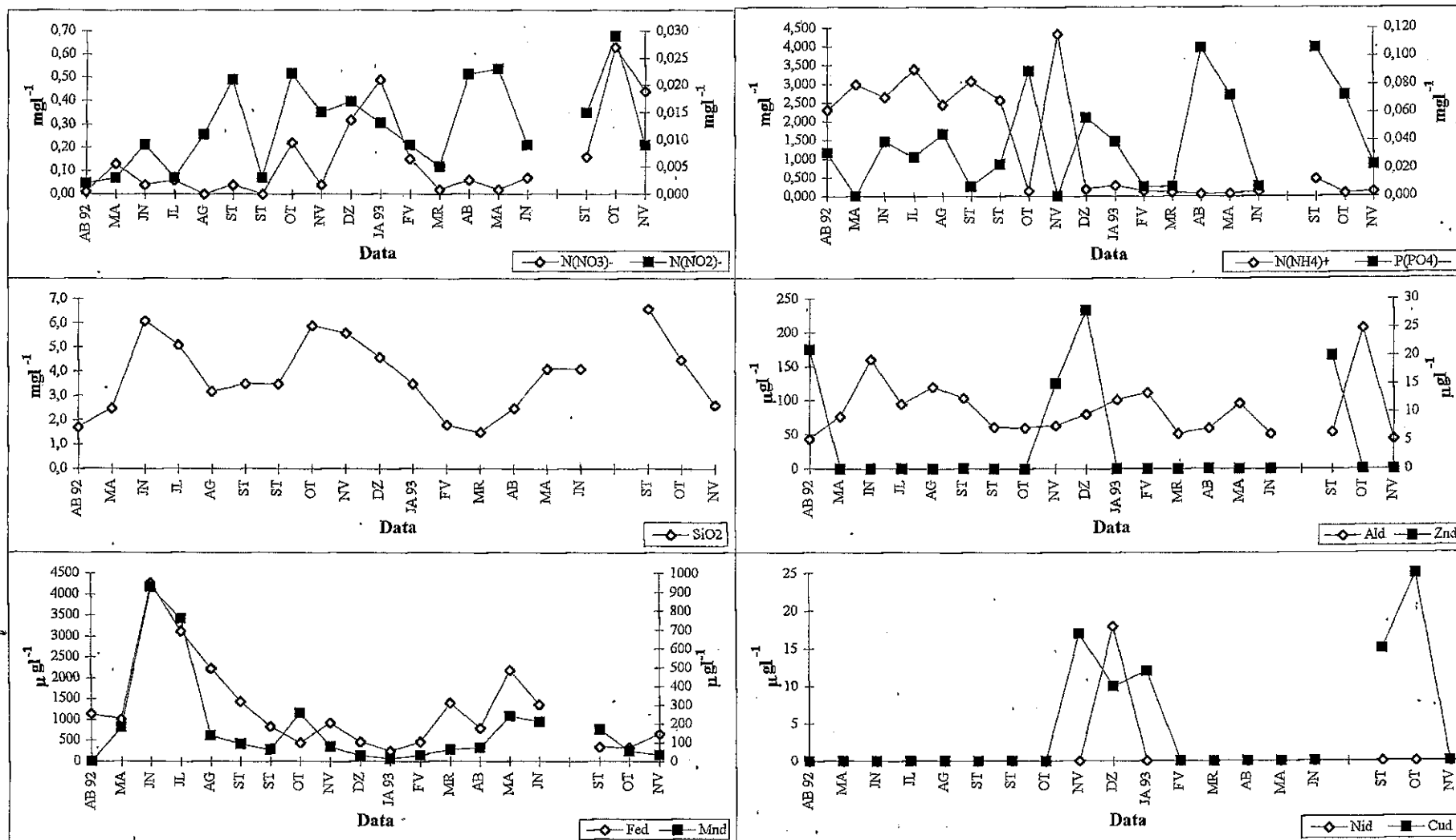


Figura 2.9b. Rio Largo, ponte do Pano - estação 9. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

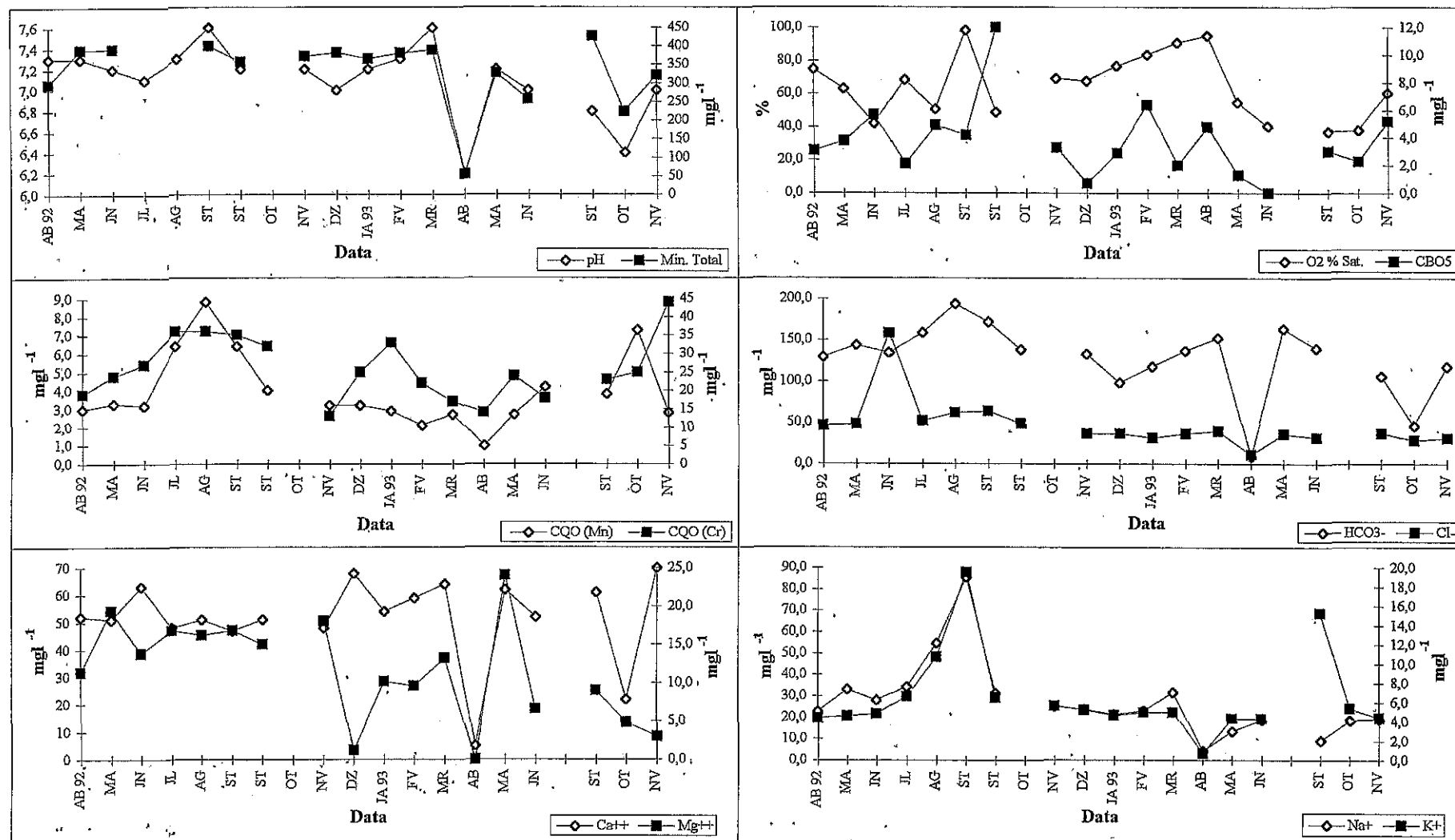


Figura 2.10a. Rio Cértima, Requeixo - estação.10. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

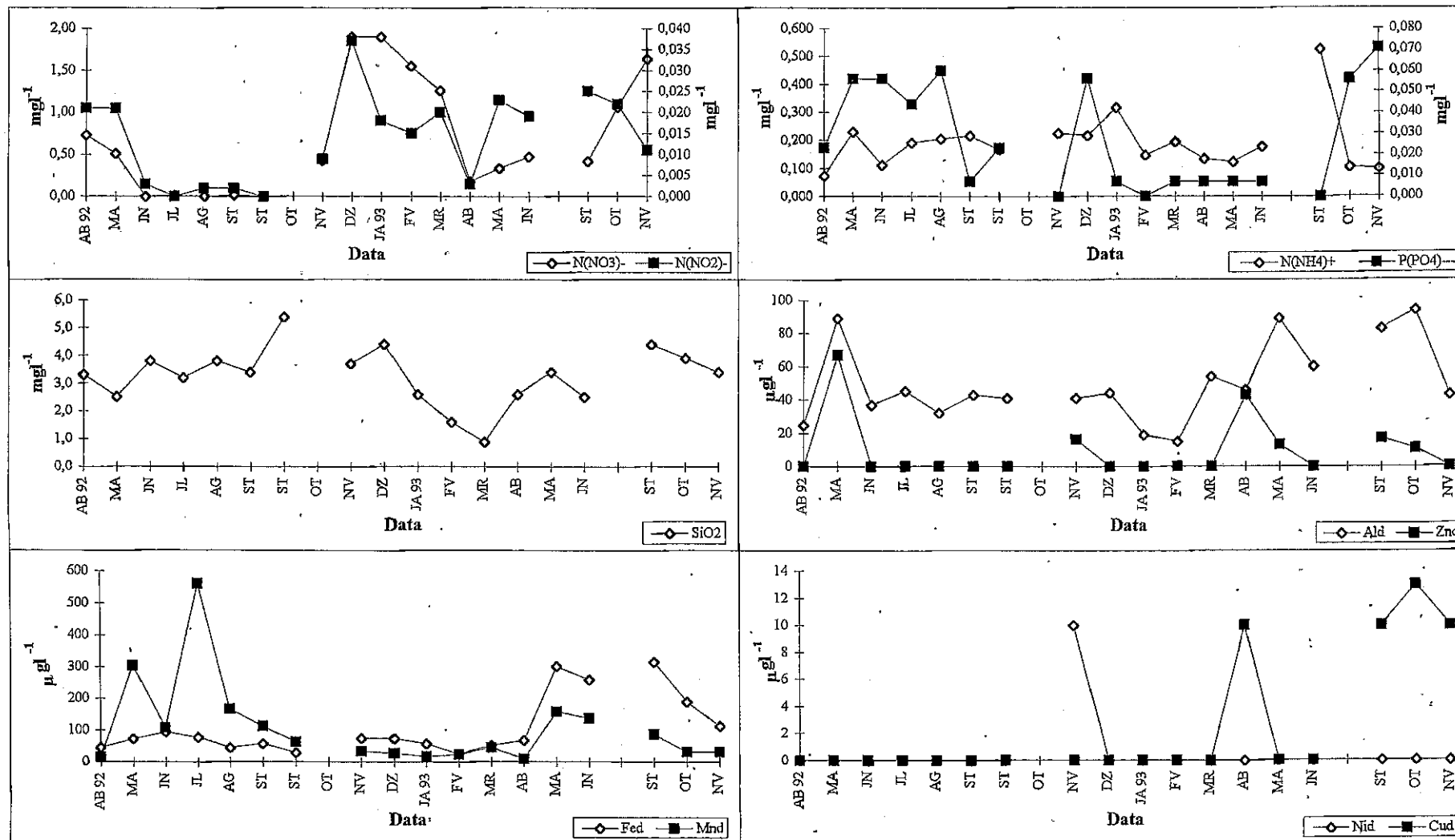


Figura 2.10b. Rio Cértima, Requeixo - estação 10. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

No rio Águeda, quer em Águeda (11) quer em Óis da Ribeira (12), as concentrações de CQO e de CBO_5 revelaram uma poluição orgânica de fraca a média intensidade.

O fósforo, sob a forma de fosfatos, revelou, sobretudo em 1992, nos dois locais uma poluição que se agravou no Verão de 1992, ultrapassando, por vezes, o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

O azoto nitroso indicou uma poluição insidiosa e o azoto amoniacal apontou para uma poluição média a forte, sobretudo durante 1992. Em 1993 o $\text{N}(\text{NO}_2^-)$ indicou água pura e o azoto amoniacal indicou poluição fraca a média (NISBET & VERNEAUX 1970). A concentração de azoto nítrico só no Outono de 1993 indicou eutrofia; nas restantes épocas do ano as suas concentrações revelaram uma situação aceitável. Foi também nesta estação do ano que a concentração de $\text{N}(\text{NO}_3^-)$ ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas à rega, quer no local 11, quer no local 12, embora em 12 também em 06/92 o V.M.R. tenha sido ultrapassado. No local 12 o valor médio deste parâmetro foi mais elevado do que no local 11.

O Ni e o Cu foram detectados pontualmente em Águeda (11) e durante um pequeno número de meses. Em Óis da Ribeira (12), o Ni foi detectado praticamente ao longo de todo o período de amostragem apresentando valores médios de $10 \mu\text{g l}^{-1}$.

As duas estações de amostragem no rio Caima (13 e 14) apesar de espacialmente próximas distaram no que diz respeito à poluição orgânica.

O local 13 (Vale de Cambra) apresentou valores de CQO e de CBO_5 que caracterizaram a água como pura a aceitável (NISBET & VERNEAUX 1970).

As concentrações em azoto nítrico indicaram, ao longo de todo o período de amostragem, água aceitável, apresentando, por vezes, alguma eutrofia e ultrapassando em certos meses o V.M.R. para águas destinadas à rega. As concentrações de azoto nitroso e

amoniacal foram sempre baixas, uma vez que o meio apresentou uma grande capacidade oxidativa, proveniente de elevadas percentagens de saturação em oxigénio ao longo de praticamente todo o tempo de amostragem.

No Outono de 1993, principalmente nos meses de Setembro e Novembro, o fósforo apresentou valores elevados, denunciando uma forte poluição (NISBET & VERNEAUX 1970) e ultrapassando o V.M.R. para águas destinadas à produção de água para consumo humano. Em Setembro de 1993 o azoto amoniacal atingiu o valor mais elevado de todo o tempo de amostragem. Estes dois factos sugerem que nesta época houve uma entrada anormal de carga orgânica em Vale de Cambra.

Em Barbeito (14) a poluição orgânica foi bastante mais elevada do que no local 13. Esta forte poluição foi confirmada não só pelos elevados valores de CQO mas, principalmente, pelos valores anormalmente elevados de CBO₅ (NISBET & VERNEAUX 1970), mais elevados durante o ano de 1992, e que ultrapassaram frequentemente o V.M.R. para águas doces superficiais destinadas à produção de água para consumo humano.

A percentagem de saturação de oxigénio revelou uma situação perigosa durante o Verão de 1992.

O fósforo, sob a forma de fosfatos, apresentou concentrações que demonstraram uma forte poluição (NISBET & VERNEAUX 1970) e que ultrapassaram, quase sempre, o V.M.R. para águas destinadas à produção de águas para consumo humano.

O azoto nítrico apresentou concentrações semelhantes às detectadas em 13 ultrapassando, por vezes, o V.M.R. para águas destinadas à rega, tal como em 13. O azoto nitroso e amoniacal atingiram valores mais elevados em 14 do que em 13.

Em 1992 e no local 14 o Mn ultrapassou, por vezes, o V.M.R. para águas destinadas à rega.

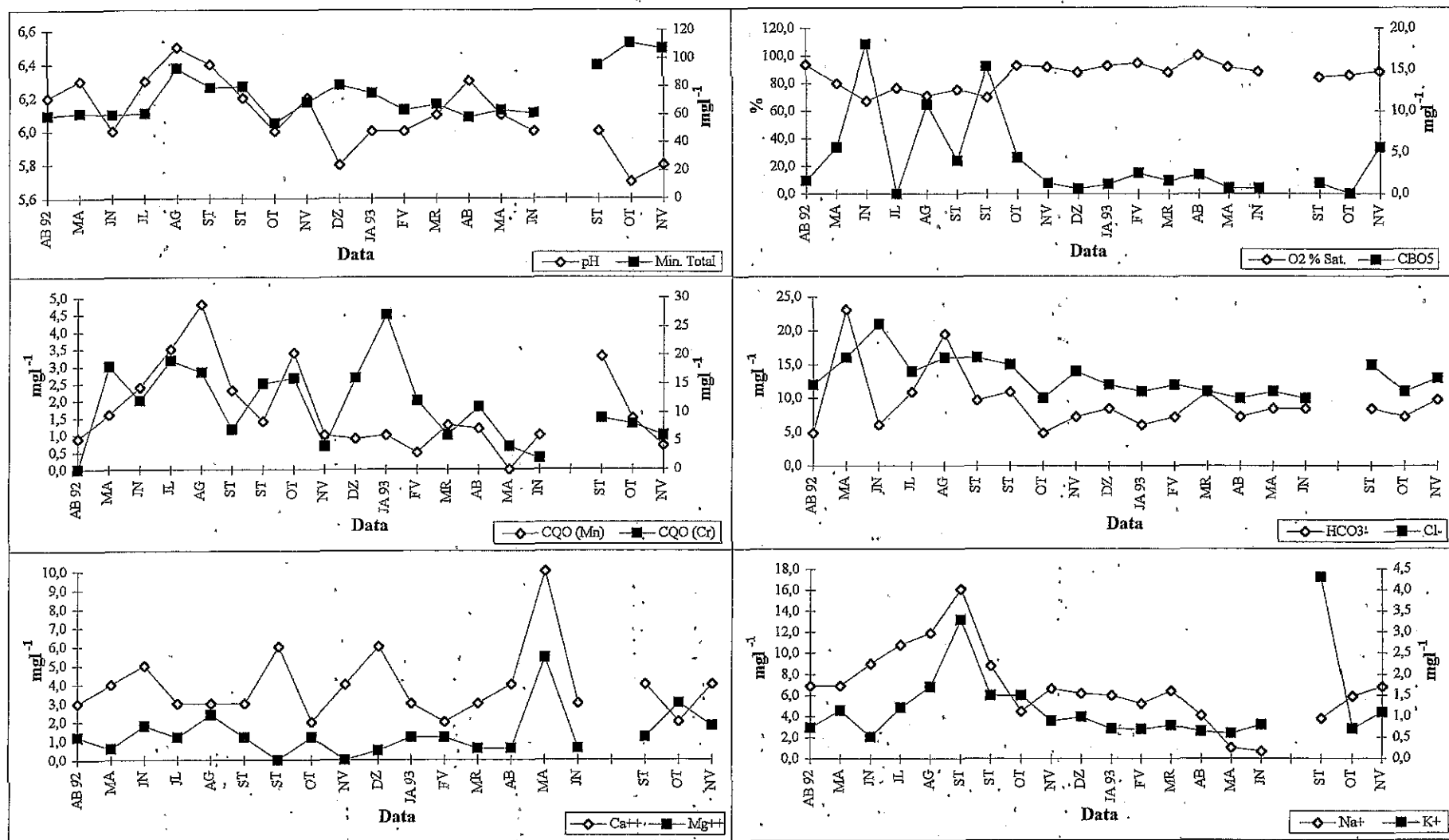


Figura 2.11a. Rio Águeda, Águeda - estação 11. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

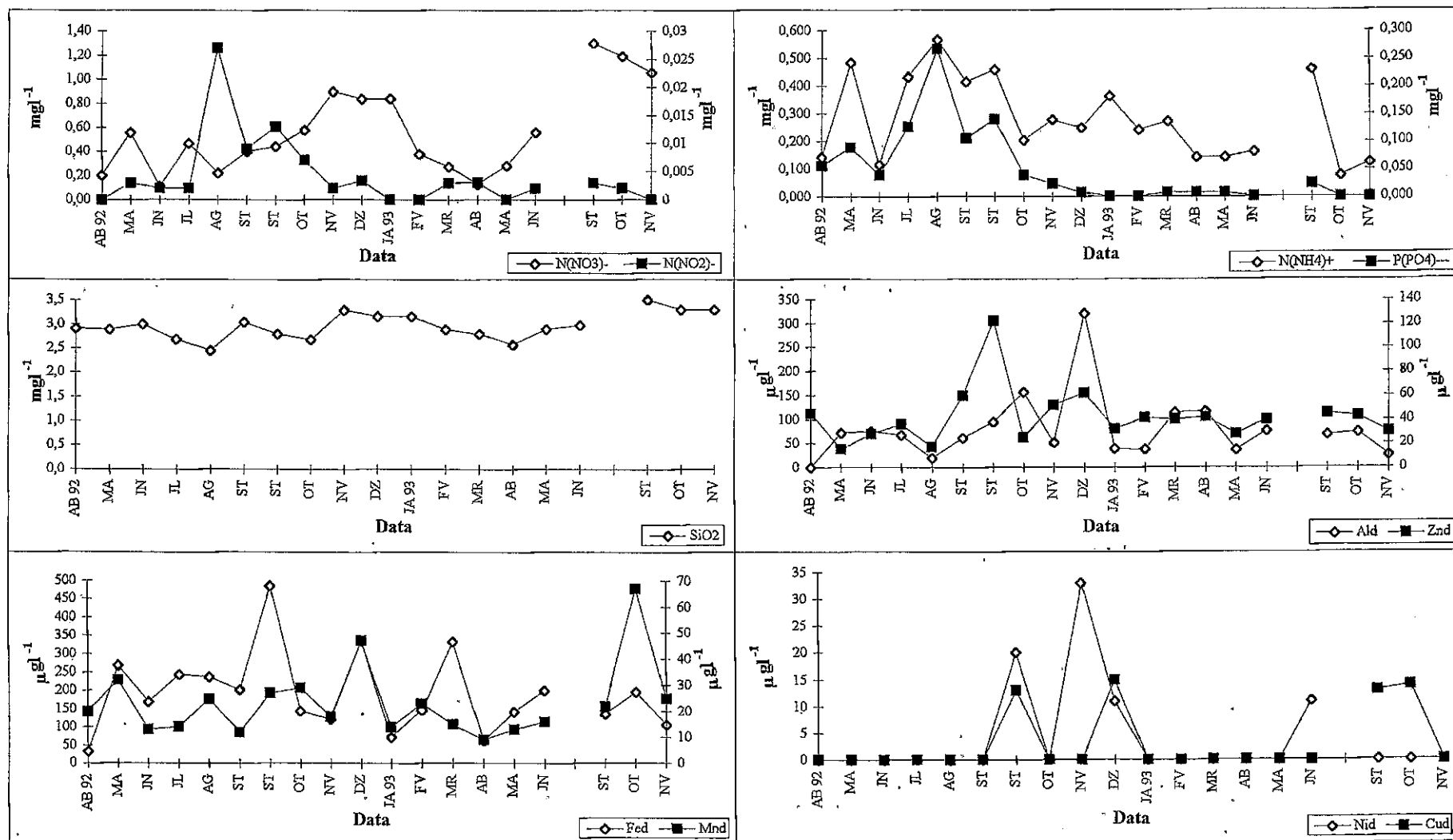


Figura 2.11b. Rio Águeda, Águeda - estação 11. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

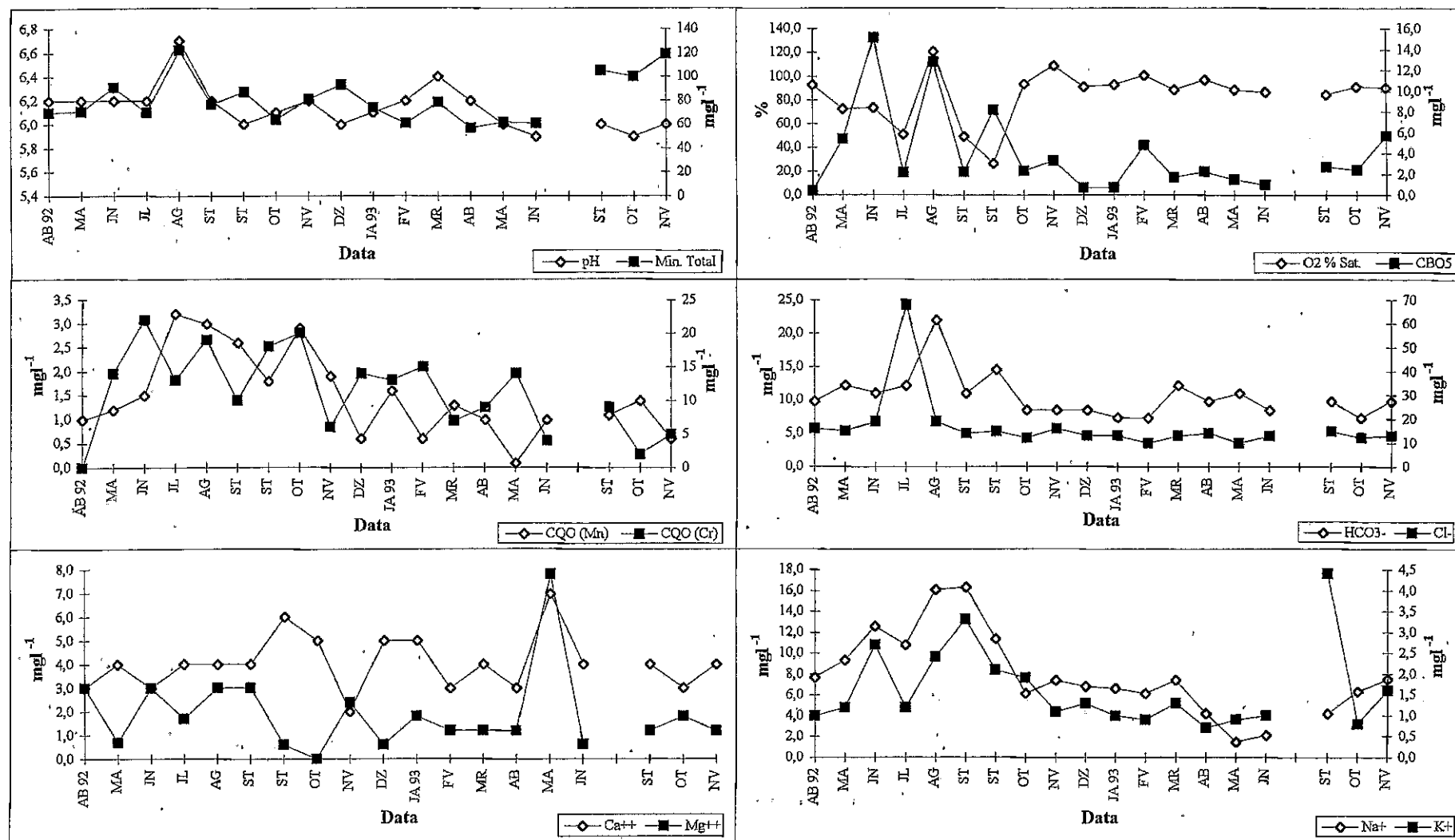


Figura 2.12a. Rio Águeda, Ôis da Ribeira - estação 12. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

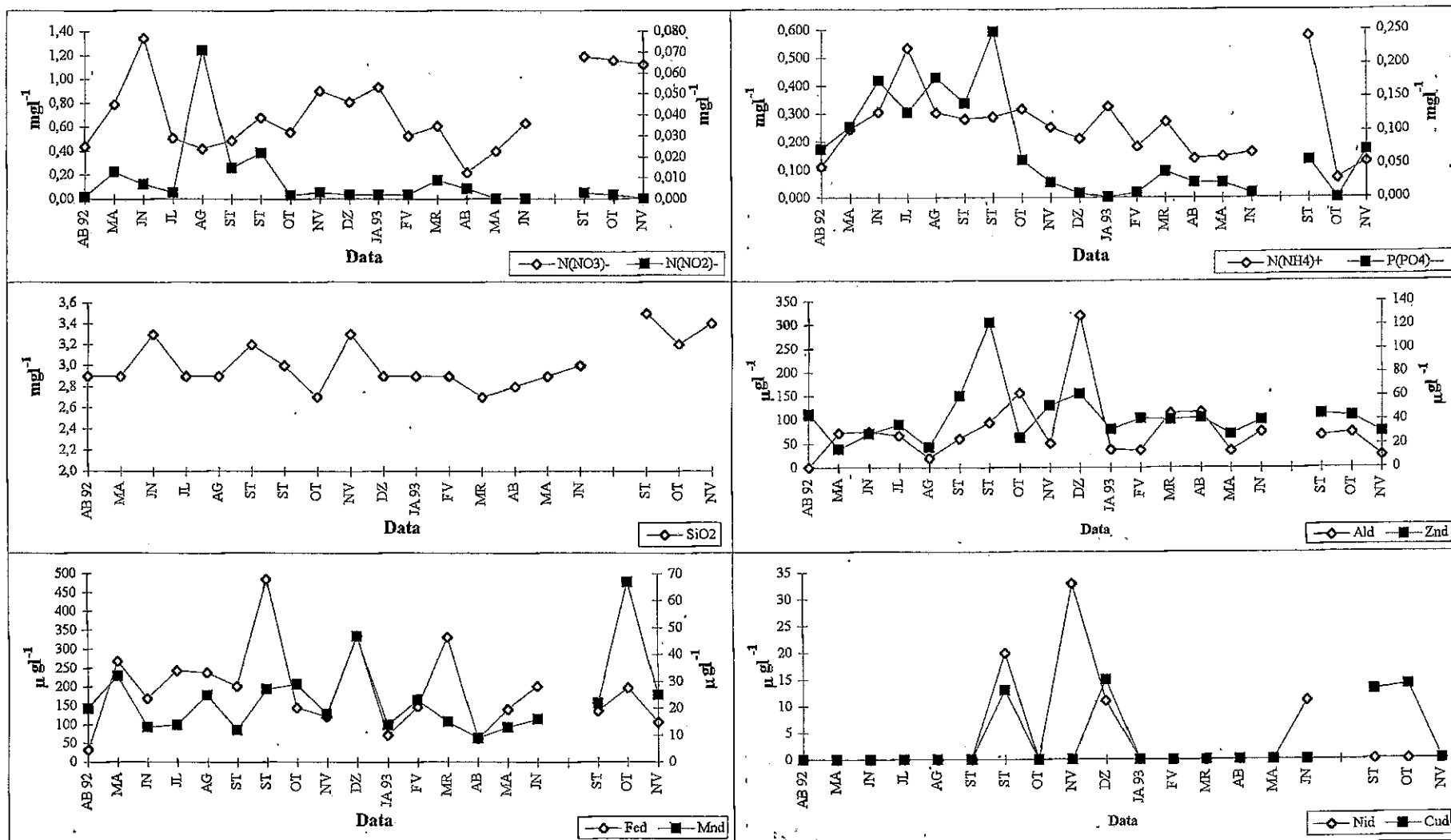


Figura 2.12b. Rio Águeda, Óis da Ribeira - estação 12. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

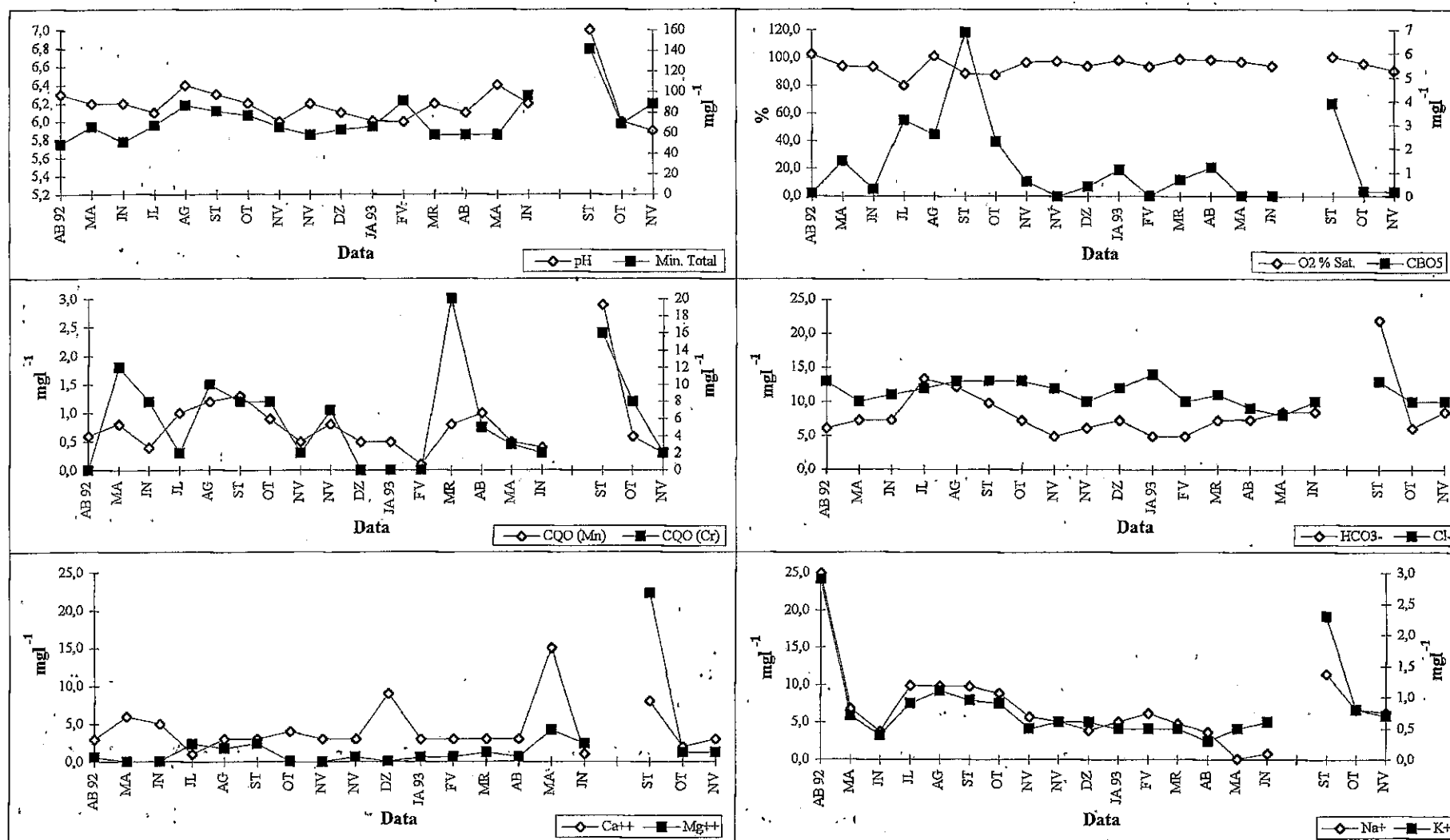


Figura 2.13a. Rio Caima, Vale de Cambra - estação 13. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

79 A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

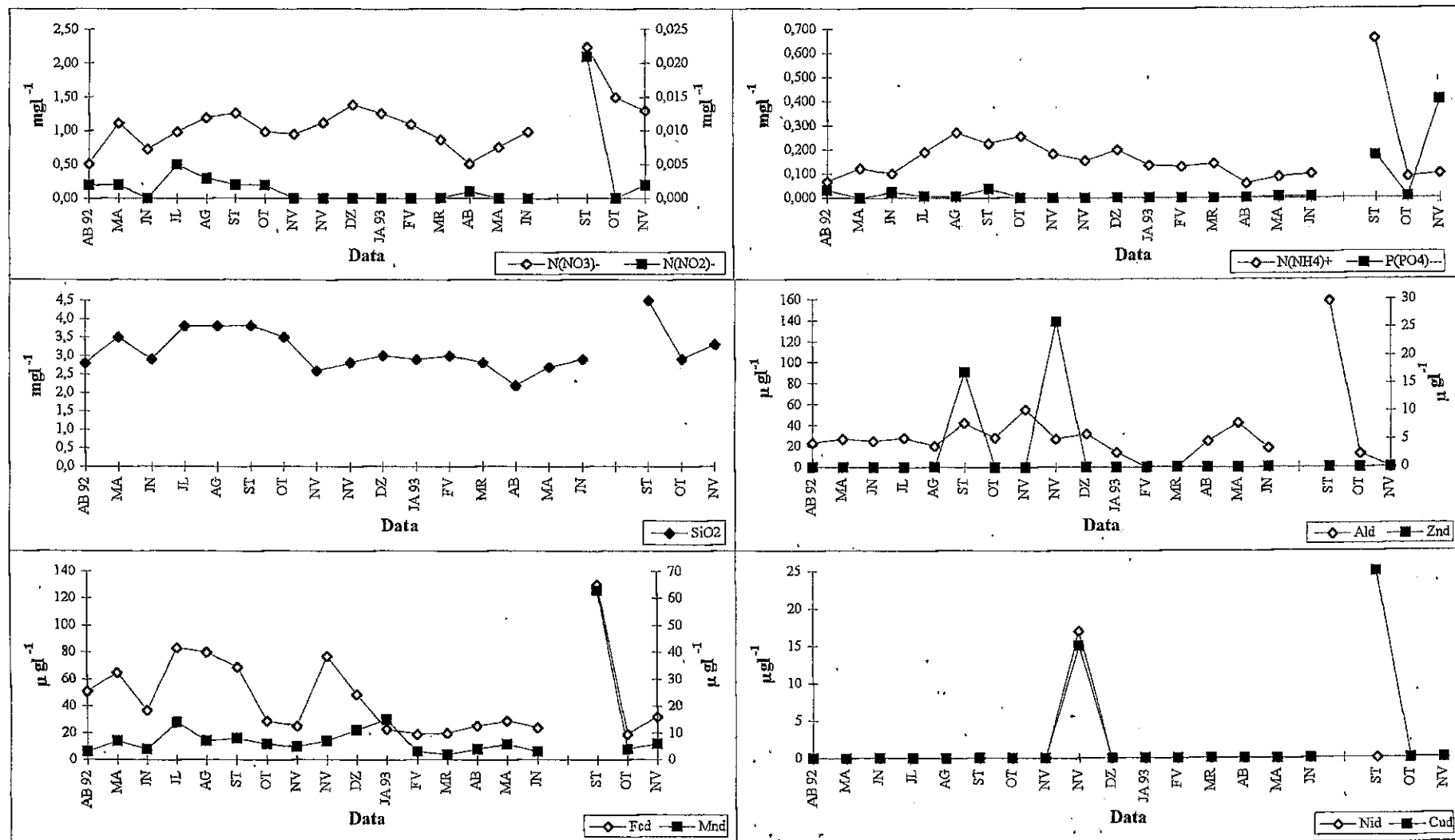


Figura 2.13b. Rio Caima, Vale de Cambra - estação 13. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

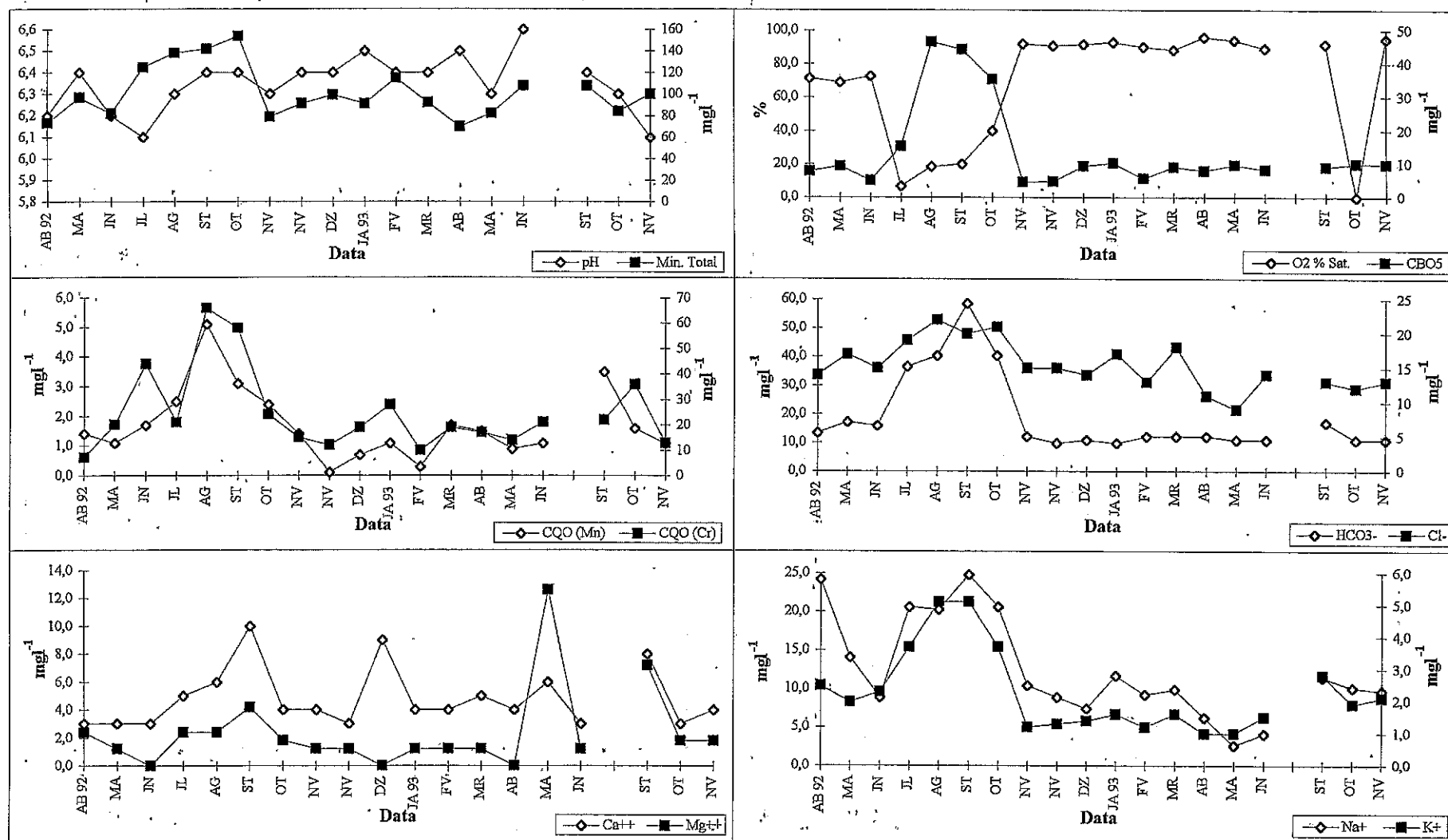


Figura 2.14a. Rio Caima, Barbeito - estação 14. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

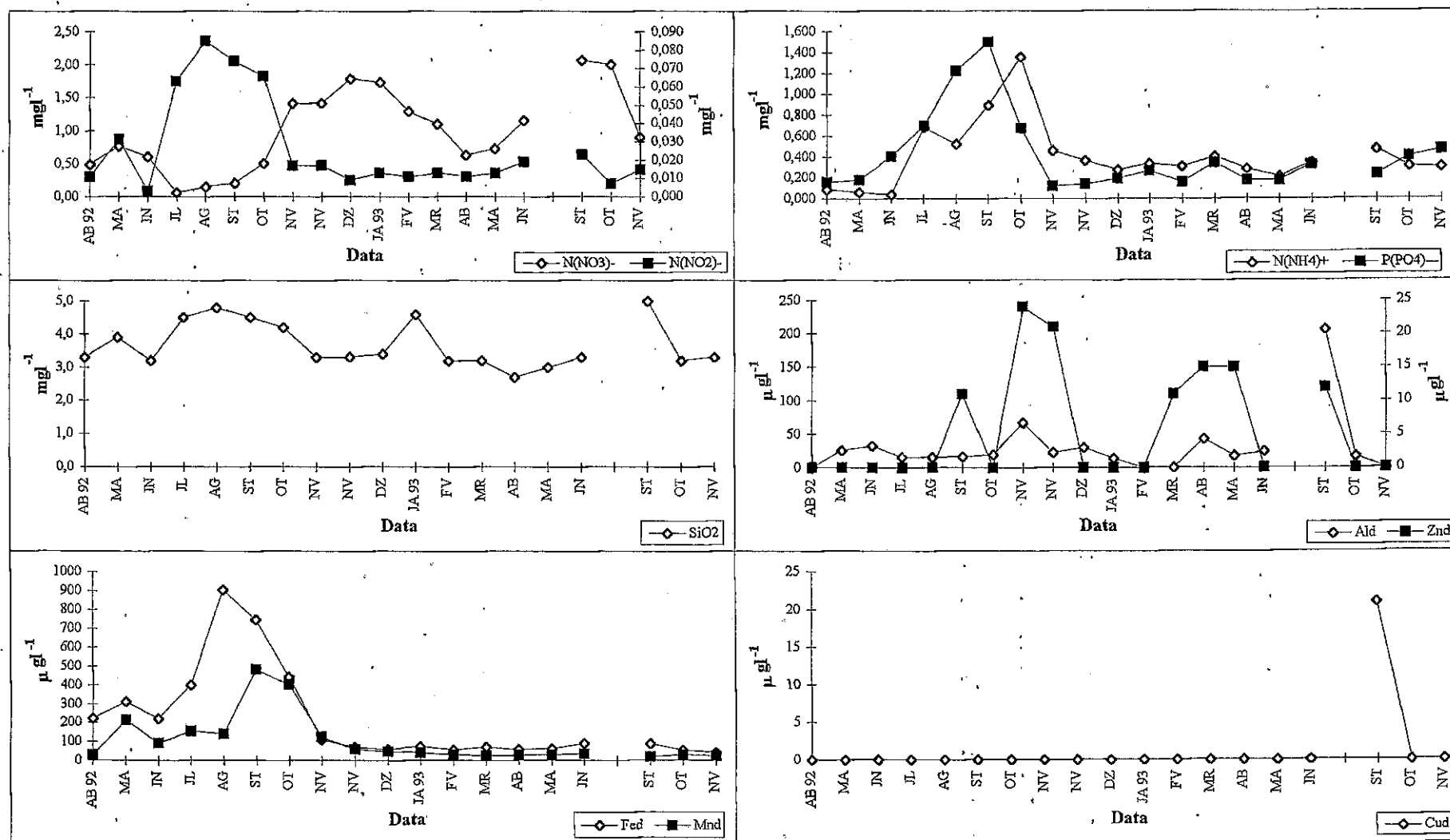


Figura 2.14b. Rio Caima, Barbeito - estação 14. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

O rio Vouga em Aldeia - Segadães (15) apresentou uma fraca mineralização (baixas concentrações de Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+).

A carga orgânica neste local, confirmada pelos valores de CQO e CBO_5 foi significativa e característica de uma situação duvidosa de poluição, mais acentuada em 1992 e, sobretudo, durante o Verão desse ano, ultrapassando, por vezes, o V.M.R. de CQO_{Cr} e CBO_5 para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

As concentrações em azoto nitroso e amoniacal e em fósforo, durante o Verão de 1992, foram mais elevadas do que em qualquer outra época de amostragem e indicaram poluição média a forte. O valor do fósforo ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas à produção de águas para consumo humano durante o Verão de 1992. No restante período de amostragem o azoto nitroso sugeriu uma água pura ou uma poluição insidiosa, o azoto amoniacal indicou uma poluição fraca a média e o fósforo não indicou poluição (NISBET & VERNEAUX 1970). As concentrações de azoto nítrico apresentaram valores baixos, caracterizando a água na escala do aceitável, excepto no Outono de 1993 que passaram a indicar uma certa eutrofia, ultrapassando o V.M.R. para águas destinadas à rega.

A vala Mestra em Aldeia - Segadães (16) apresentou uma carga orgânica semelhante à verificada no local 15, sendo a situação mais grave detectada em 1992. Por vezes, o V.M.R. para o CQO_{Cr} e CBO_5 para águas destinadas à produção de águas para consumo humano foram também ultrapassados.

O azoto amoniacal também revelou uma pior situação de poluição em 1992 (poluição média a forte) havendo alguns meses em que o V.M.A. para águas destinadas à produção de água para consumo humano foi ultrapassado.

O fósforo, sob a forma de fosfatos, só no mês 11/92 ultrapassou o V.M.R. para águas destinadas ao mesmo fim referido anteriormente.

A concentração em cloretos indicou uma situação de poluição fraca, ao longo de todo o período de amostragem (NISBET & VERNEAUX 1970).

A concentração em ferro dissolvido apresentou um valor médio elevado que ultrapassou frequentemente o V.M.R. ou até o V.M.A. para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

O Mn apresentou, durante alguns meses, valores superiores ao V.M.R. para águas destinadas à rega.

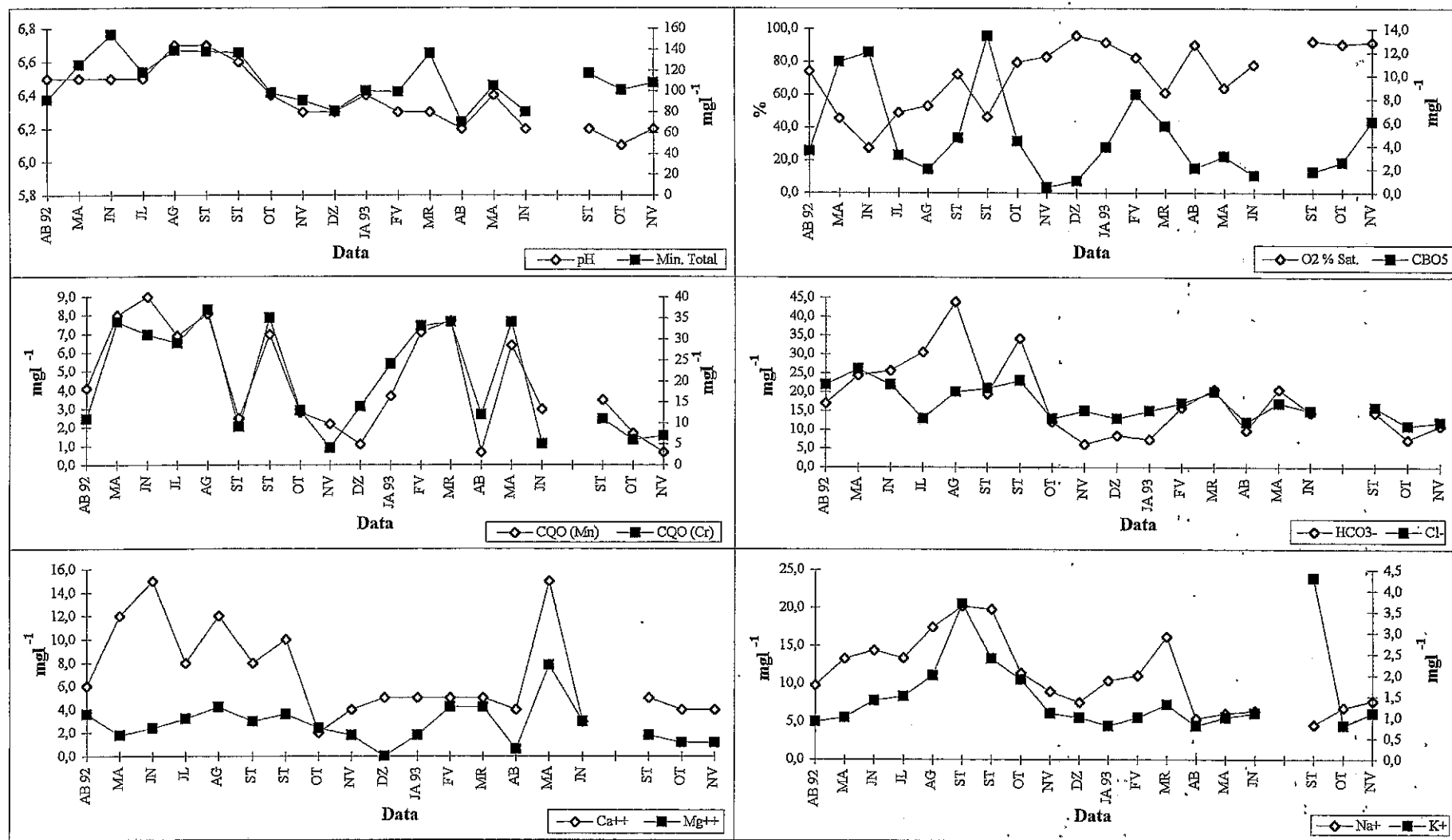


Figura 2.15a. Rio Vouga, Aldeia, Segadães - estação 15. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

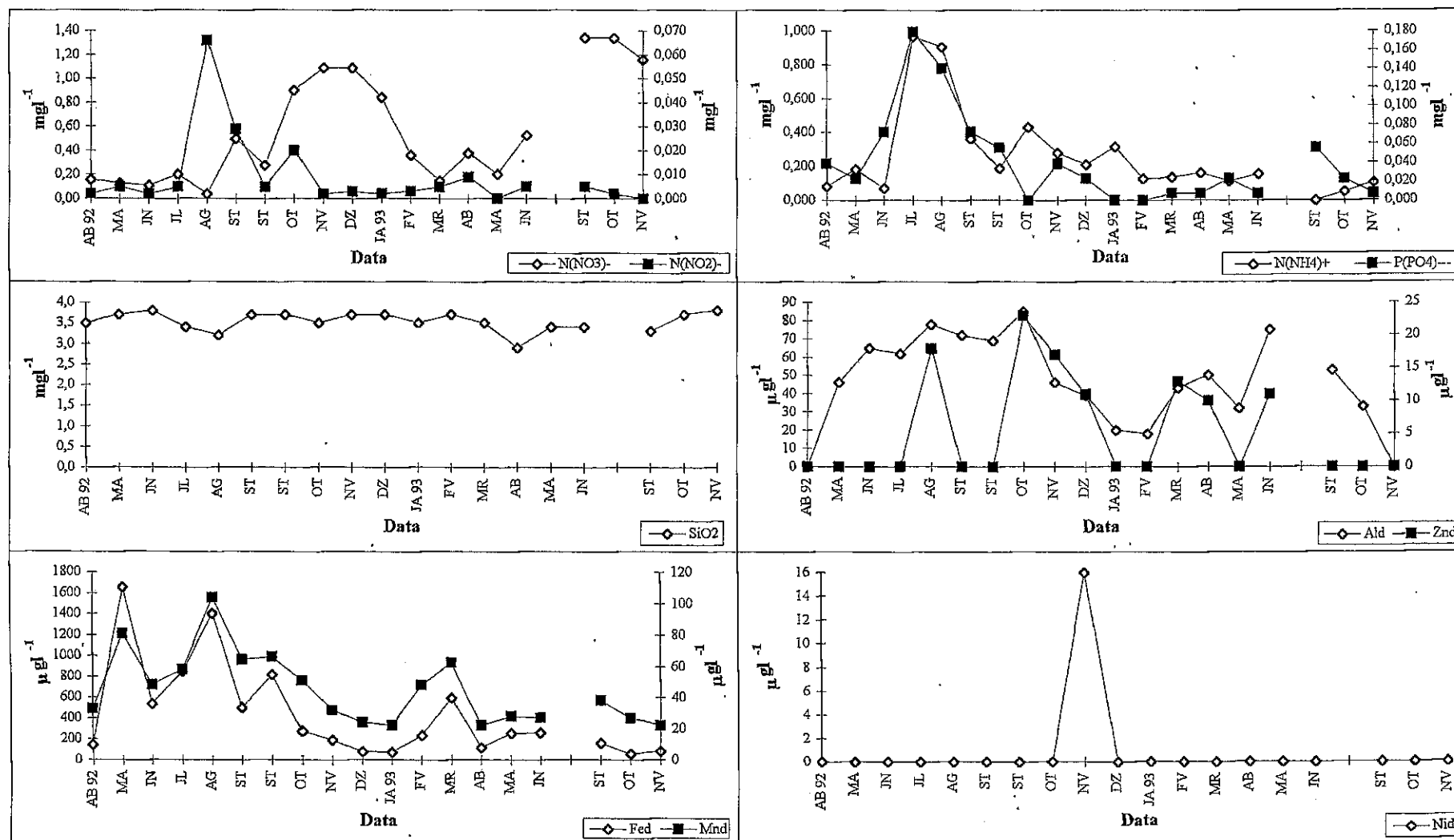


Figura 2.15b. Rio Vouga, Aldeia, Segadães - estação 15. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

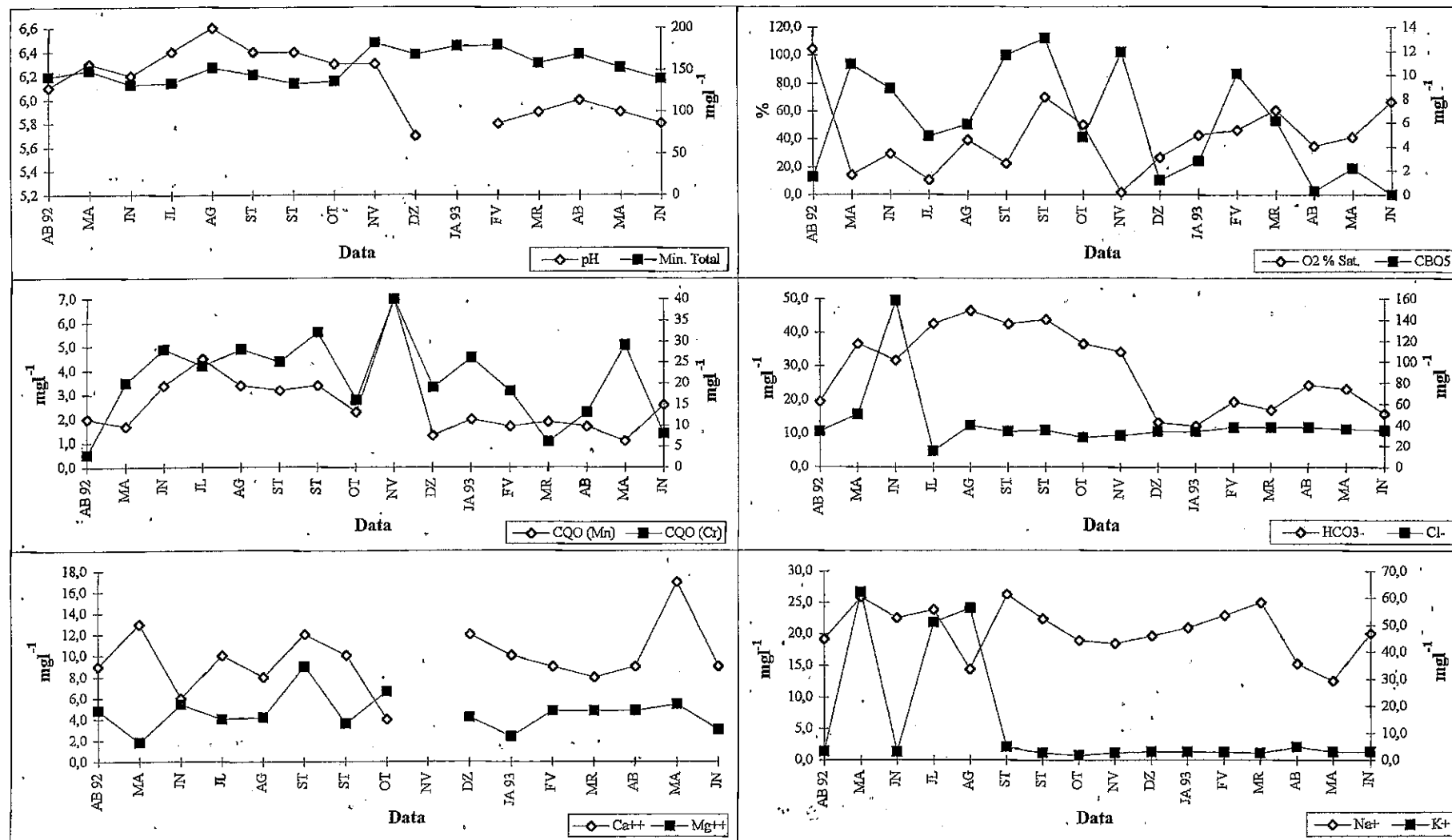


Figura 2.16a. vala Mestra, Aldeia, Segadães - estação 16. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

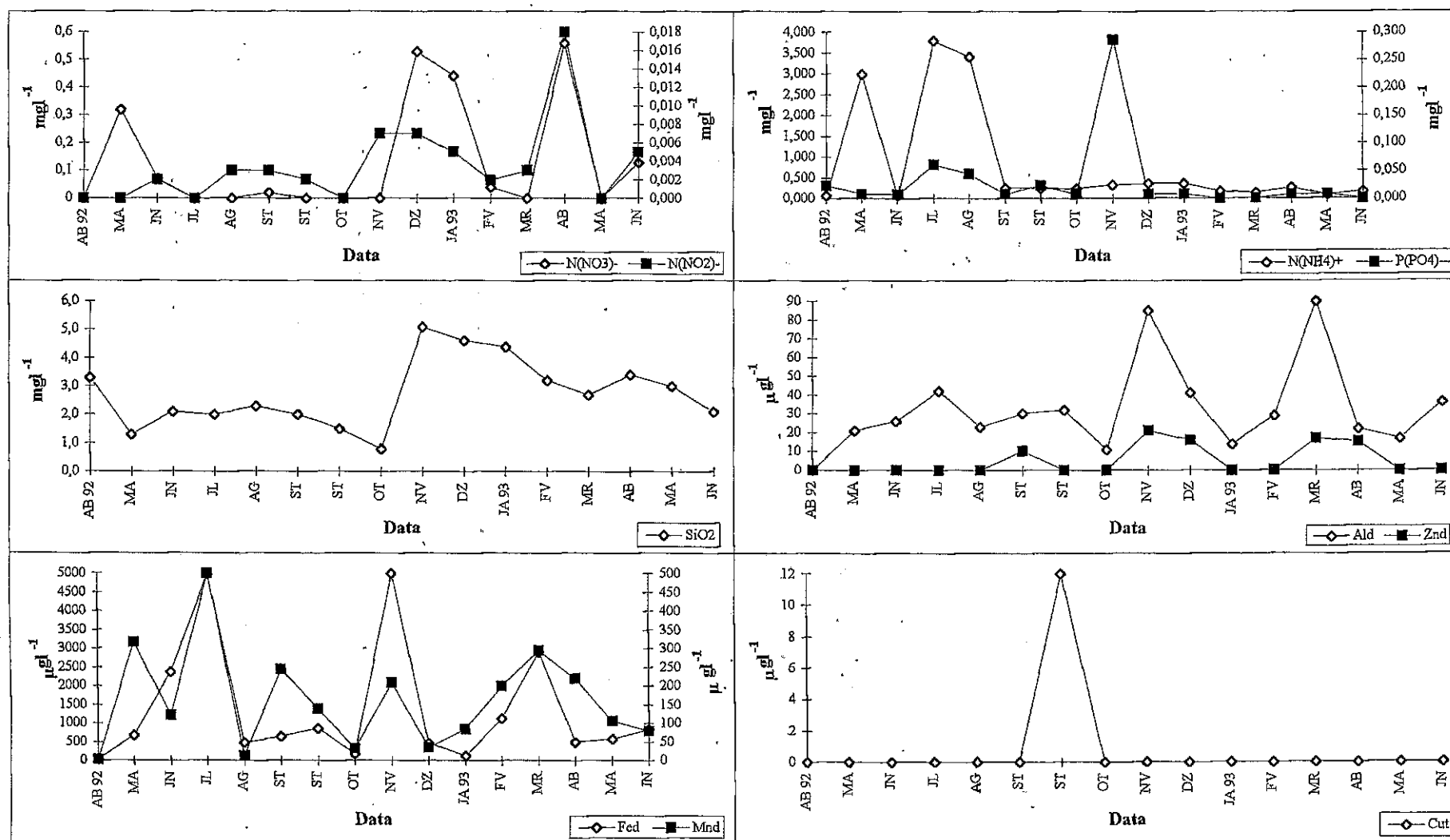


Figura 2.16b. vala Mestra, Aldeia, Segadães - estação 16. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

Os locais ribeira da Horta em Eixo (17) e a vala da Carreira entre Angeja e Frossos (18) revelaram uma poluição orgânica bastante acentuada com valores de CQO e de CBO₅ relativamente elevados.

Os cloretos revelaram poluição fraca a média para estes dois locais, embora no local 18 o valor médio deste parâmetro tenha sido inferior ao do local 17. De igual forma, o Na⁺ e K⁺ apresentaram, em 17 e 18, valores médios elevados.

O azoto amoniacal apresentou, nos locais 17 e 18, valores muito elevados, indicando uma poluição forte a muito forte, sobretudo em 1992, e ultrapassando frequentemente o V.M.A. para águas destinadas à produção de água para consumo humano. Portanto, os locais 17 e 18 apresentaram um elevado potencial redutor.

A condutividade a 20° C no local 17 indicou, por vezes, poluição. No local 18 o mesmo parâmetro assumiu valores um pouco inferiores.

A ribeira da Horta em Eixo (17) e a vala da Carreira entre Angeja e Frossos (18) também apresentaram, valores médios de ferro dissolvido elevados que ultrapassaram frequentemente os V.M.R. ou até o V.M.A para águas destinadas à produção de água para consumo humano.

Nos dois locais em análise, o Mn apresentou durante alguns meses, valores superiores ao V.M.R. para águas destinadas à rega.

No local 18 os valores médios de alumínio dissolvido e total foram bastante elevados.

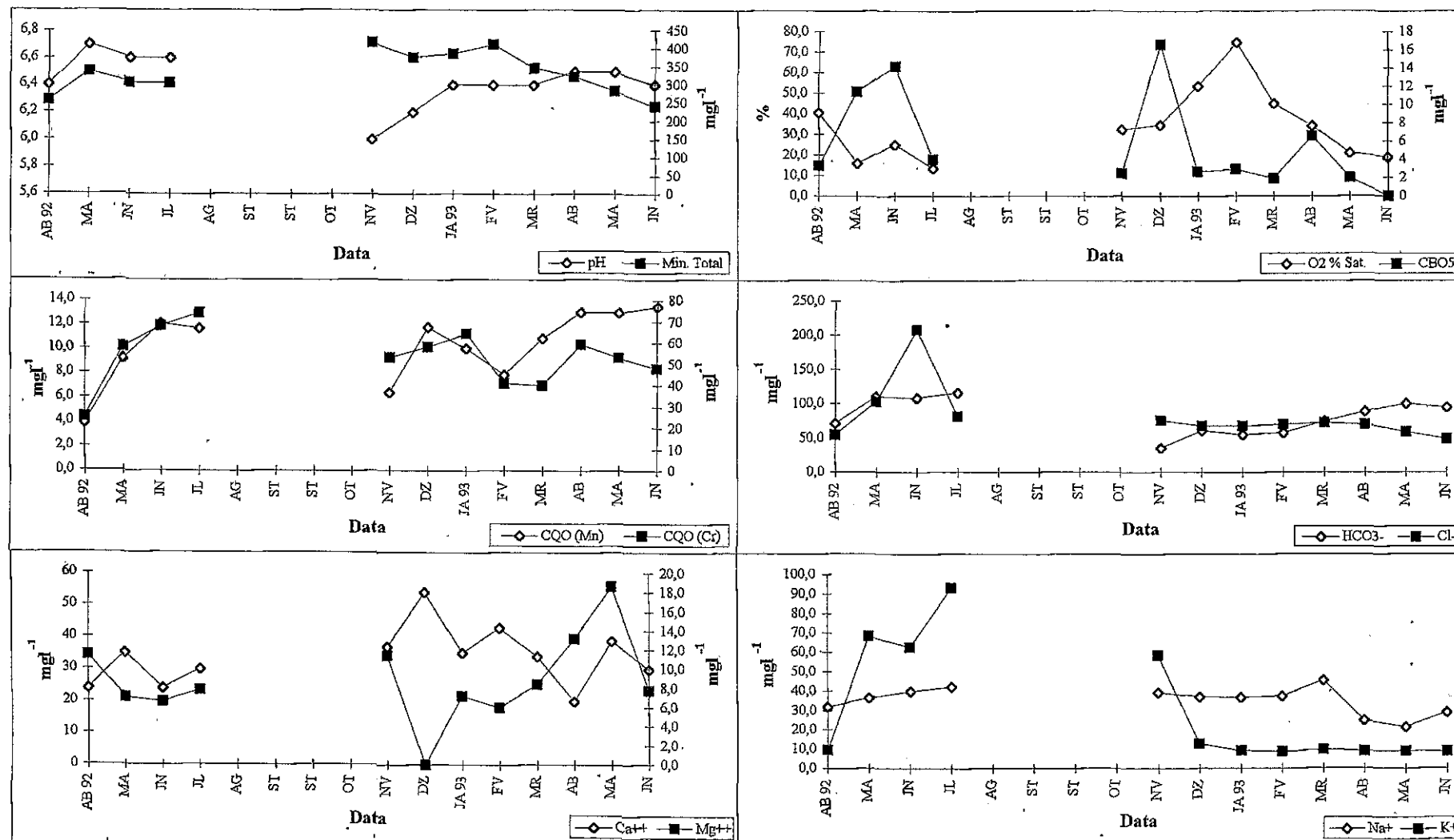


Figura 2.17a. ribeira da Horta, Eixo - estação 17. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

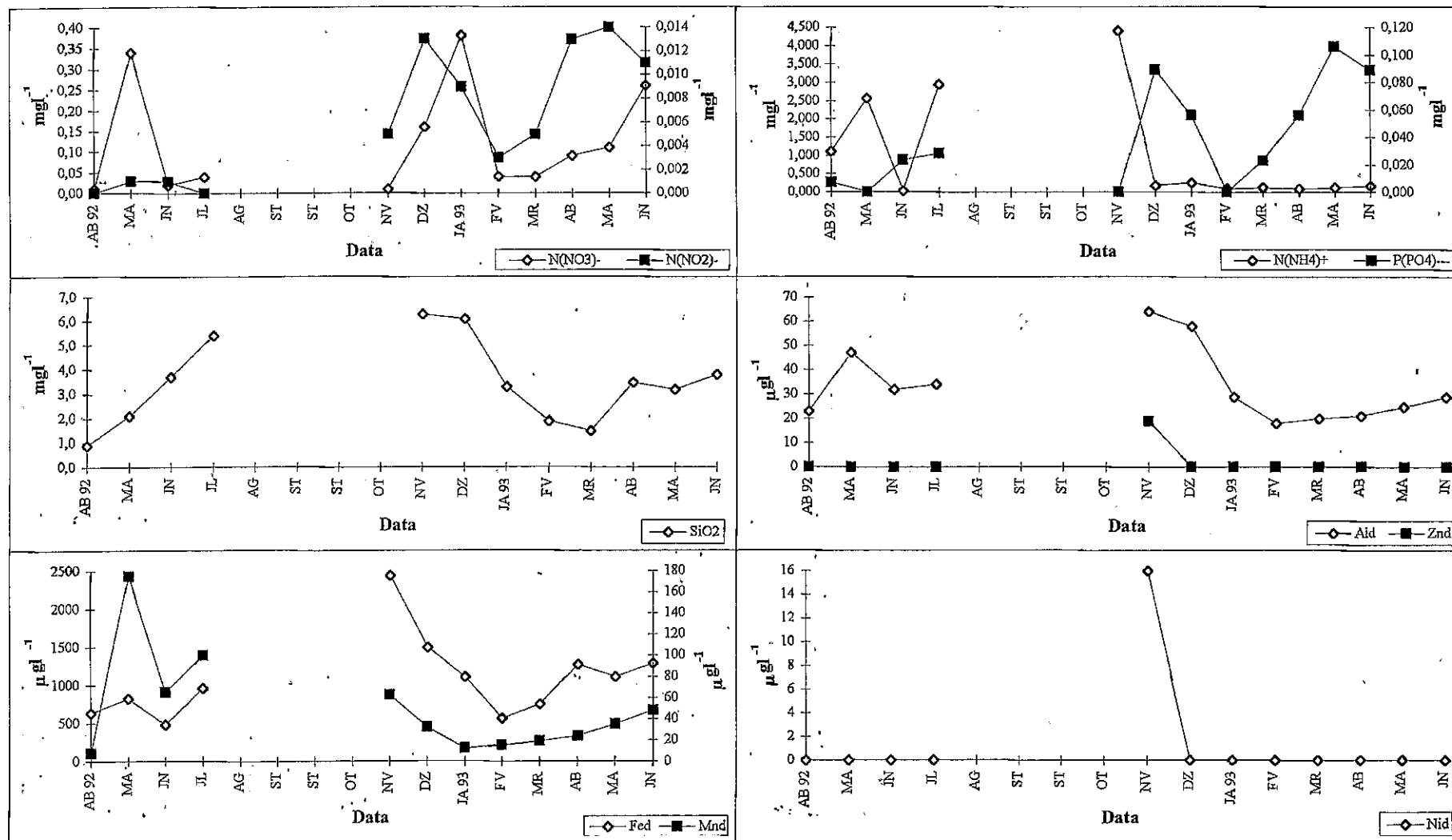


Figura 2.17b. ribeira da Horta, Eixo - estação 17. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos.

A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

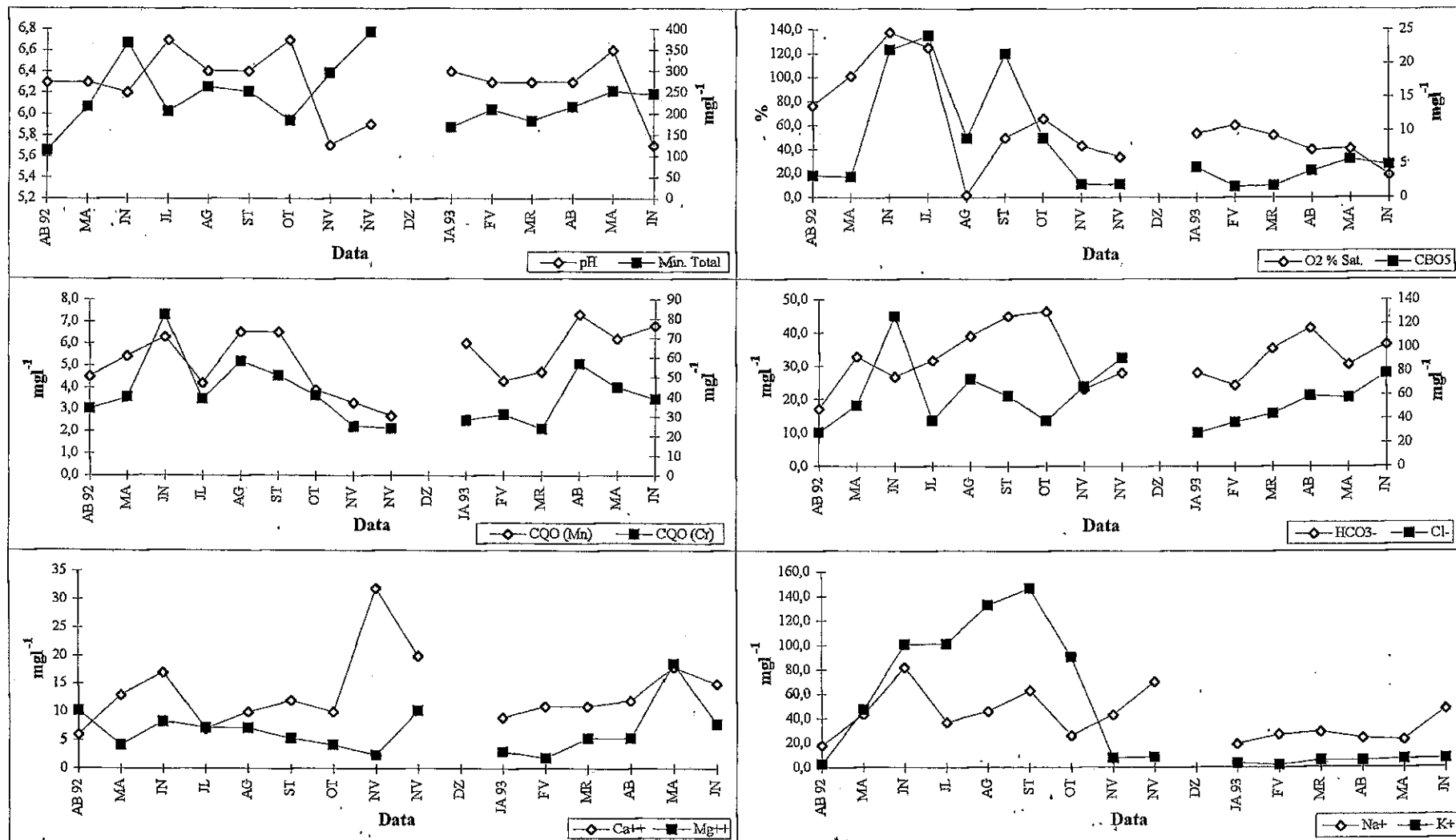


Figura 2.18a. vau da Carreira, Frossos - estação 18. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

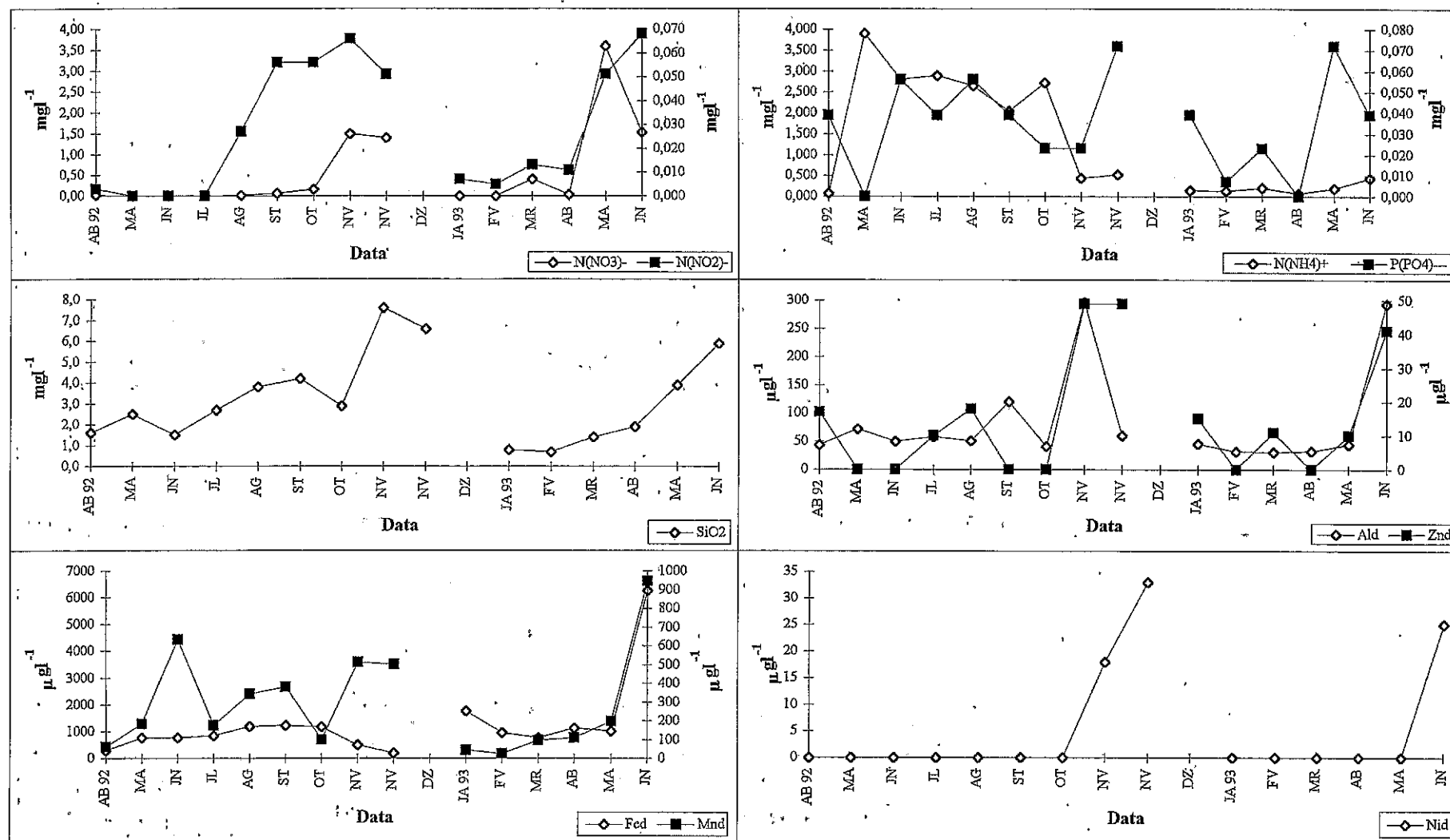


Figura 2.18b. vau da Carreira, Frossos - estação 18. Variação temporal de alguns dos parâmetros físico-químicos. A escala da esquerda representa sempre o primeiro parâmetro da legenda.

2.4. DISCUSSÃO

Pode concluir-se que o rio Antuã, nos pontos de amostragem 1 e 2, e durante o período de amostragem, apresentou uma poluição orgânica forte e uma poluição por alguns metais que tornava desaconselhável a utilização das suas águas para rega e inviável para produção de águas para consumo humano. As situações de poluição acentuaram-se no Verão de 1992.

As três estações de amostragem do rio Cértima (3, 4 e 5) apresentaram uma poluição orgânica acentuada, embora o local 3 revelasse, de uma forma geral, uma situação de poluição mais grave do que os locais 4 e 5. O local 3 apresentou as concentrações mais elevadas de bicarbonatos das dezoito estações de amostragem estudadas.

Comparando o local 10, localizado em Requeixo, no rio Cértima, com os locais mais a montante do mesmo rio (3, 4 e 5) verificou-se que, de um modo geral, no local 10 a situação de poluição era menos grave.

Apesar das maiores concentrações de azoto nítrico terem sido detectadas em Vila Verde (6), não foram observadas grandes concentrações das formas mais reduzidas do azoto, porque o meio apresentava uma elevada capacidade oxidativa devido aos altos níveis de oxigénio provavelmente provenientes de uma elevada taxa fotossintética. A dispersão do Pb e do Zn do local 6 para o local 7 foi muito menos acentuada para o Pb devido ao seu elevado peso molecular, o que proporciona a sua precipitação mais rápida (PASTERNAK 1973). Em relação às duas estações de amostragem do rio Levira (6 e 7) pode concluir-se que ambas apresentaram situações de poluição embora em Vila Verde a poluição orgânica e inorgânica fosse muito mais acentuada do que em Perrães (7).

Os locais 8 e 9 apresentaram semelhanças no que respeita à intensidade de poluição, embora alguns parâmetros, principalmente o manganésio e o fósforo, tenham assumido valores

médios mais elevados em Vessada (8). Pôde ainda verificar-se que durante o ano de 1992 a poluição foi mais intensa do que em 1993.

Em termos de poluição orgânica os locais 11 e 12 foram muito semelhantes, apesar de em Ois da Ribeira (12) os valores médios de fósforo e de azoto nítrico terem sido ligeiramente mais elevados do que em Águeda (11). A poluição inorgânica também foi mais acentuada em Ois da Ribeira, pelo que este local se apresentou globalmente mais poluído do que o local 11.

Pode concluir-se também que o rio Caima em Barbeito (14) apresentou uma poluição, sobretudo do tipo orgânico, mais acentuada do que o mesmo rio em Vale de Cambra (13) e dumã forma mais grave no ano de 1992 do que em 1993.

A estação localizada no rio Vouga (15) apresentou uma carga orgânica semelhante à registada na vala Mestra (16).

Da análise das duas estações de amostragem (17 e 18) pode observar-se que em ambas existiu uma carga orgânica razoável bem como elevadas concentrações de Cl^- , Na^+ , K^+ e NH_4^+ apresentando, por isso, algumas semelhanças com os locais situados no rio Antuã (1 e 2) relativamente às concentrações de Na^+ e de NH_4^+ , e com os locais situados na vala do Fontão (8 e 9) relativamente às concentrações de CQO, Cl^- , Na^+ , K^+ e NH_4^+ . Os iões Cl^- , Na^+ e K^+ assumiram, na vala do Fontão (8 e 9), os valores médios mais elevados das dezoito estações em estudo. O valor médio de cloretos, para o local 18, foi ligeiramente inferior àqueles registados para os locais 8, 9 e 17.

Enquanto o rio Caima em Vale-de Cambra (13) revelou a menor carga orgânica (CQO e CBO_5) das dezoito estações de amostragem em estudo, o ponto de amostragem em Barbeito (14), também situado no rio Caima, registou os valores mais elevados de CBO_5 só comparáveis com os valores determinados para o rio Antuã em Minhoteira (1).

Dos dezoito locais em estudo, os pontos de amostragem no rio Águeda (11 e 12) foram os que apresentaram os valores médios mais baixos para a condutividade a 20° C-e, em consequência, uma baixa mineralização total, o que também foi confirmado pelos baixos valores de HCO_3^- , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ . Também no rio Caima (13 e 14) e no rio Vouga (15) registaram-se baixos valores de condutividade e de mineralização confirmada pelos baixos valores de Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ .

Outras semelhanças também se verificaram para os valores médios de ferro total nos locais 1, 2, 8, 9, 16, 17 e 18 que foram geralmente elevados. Os valores de Mn foram semelhantes nos locais 1, 2, 8 e 18 e igualmente elevados. Todos estes locais se opuseram ao local 13, que apresentou os valores médios mais baixos para o Fe e Mn.

De todos os metais pesados (densidade $> 5 \text{ g cm}^{-3}$) analisados (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb) o Ni foi aquele que mais raramente foi detectado e também aquele que nunca atingiu os valores críticos (V.M.R. e V.M.A.) registados no Decreto Lei 74/90. BOYLE & ROBINSON (1988) referem que as águas doces naturais de rios, ribeiros e lagos, não contaminados pelo Homem ou por depósitos de Ni, contêm baixas concentrações deste metal, em geral menos do que $10 \mu\text{g l}^{-1}$, podendo variar entre 0,5 e $20 \mu\text{g l}^{-1}$. No presente estudo poucos foram os momentos em que esses valores foram ultrapassados, embora tal situação se tenha verificado de uma forma esporádica (ANEXO 2).

O Ni foi detectado pontualmente no rio Águeda em Águeda (11) e durante um pequeno número de meses, à semelhança do que ocorreu no rio Antuã em Estarreja (2). No rio Águeda em Óis da Ribeira (12), e à semelhança do que aconteceu no rio Antuã em Minhoteira (1), o Ni foi detectado praticamente ao longo de todo o período de amostragem, apresentando valores médios de $10 \mu\text{g l}^{-1}$ para Óis da Ribeira (12) e $14 \mu\text{g l}^{-1}$ para Minhoteira (1).

O Cu apresentou os valores médios mais elevados para a vala do Fontão em Vessada (8) e para o rio Águeda em Óis da Ribeira (12), sendo de $9 \mu\text{g l}^{-1}$ e $10 \mu\text{g l}^{-1}$, respectivamente, e tendo surgido no local 12 de uma forma mais frequente.

Enquanto que no local 17 as águas são predominantemente calmas, excepto no período das chuvas, os locais 8, 9 e 18 apresentam durante todo o ano águas relativamente paradas e calmas.

Os valores de pH detectados permitiram dividir as dezoito estações de amostragem em dois grandes grupos:

- no primeiro grupo, constituído pelos locais 1 a 10, predominou um pH próximo da neutralidade ou ligeiramente superior variando, os valores médios, entre 6,6 no local 9 e 7,6 no local 5;
- no outro grupo, formado pelos restantes locais (11 a 18), detectou-se um pH à volta de 6, variando entre 6,1 e 6,4.

O parâmetro SiO_2 também permitiu dividir os locais em estudo por dois grupos:

- o primeiro, formado pelos locais 1 a 7, apresentou valores médios que variaram entre 4,1 e $5,8 \text{ mg l}^{-1}$ de SiO_2 ;
- o segundo, formado pelos restantes locais (8 a 18), revelou valores menores, variando entre 2,7 e $3,8 \text{ mg l}^{-1}$ de SiO_2 .

A condutividade a 20°C pôs em evidência três grandes grupos:

- o primeiro grupo, constituído pelas estações de 3 a 10 e 17, com valores médios de condutividade elevados variando entre 463 e $834 \mu\text{mhos cm}^{-1}$;
- o segundo grupo formado pelos locais 1, 2 e 18, apresentou uma condutividade média à volta dos $300 \mu\text{mhos cm}^{-1}$;

-
- o terceiro grupo reúne os locais 11 a 16 com valores médios de condutividade que variaram entre 78 e os 197 μmhoscm^{-1} .

**CAPÍTULO 3. OS METAIS NAS DIATOMÁCEAS
PROVENIENTES DE MEIOS NATURAIS**

“... the influences of heavy metals on freshwater biota at the global level are mostly overshadowed by other factors particularly eutrophication or acidification.” (MEYBECK et al. 1989).

3.1. INTRODUÇÃO

3.1.1. Contaminação da natureza por metais

A extracção acelerada de minerais e combustíveis fósseis da litosfera e a utilização de processos tecnológicos característicos do presente século, provocaram um aumento significativo dos elementos metálicos da tabela periódica na hidrosfera e na atmosfera. Muitos destes metais já existiam em concentrações extremamente baixas nas águas puras, quer doces quer salgadas e por este facto eram designados por metais vestigiais - *trace metals*, mas o aumento das suas concentrações nas águas naturais leva a classificar os metais como potencialmente perigosos. Destacam-se entre outros o Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb como potencialmente nocivos. Dos sete metais anteriormente referidos todos excepto o alumínio, são considerados metais pesados de acordo com a definição clássica de metal pesado (densidade específica maior do que 5 gcm⁻³). Hoje em dia o termo está restrito a metais tidos como poluentes (FÖRSTNER & WITTMANN 1981 *in* DE FILLIPPIS & PALLAGHY 1994). Deste conjunto pode ainda referir-se que o Fe e o Al podem ser considerados metais “não críticos” porque raramente são observados na natureza em concentrações que possam provocar malefícios. O Ni, Cu, Zn e Pb já se incluem nos metais tóxicos (JORGENSEN & JENSEN 1984).

Um metal pode tornar-se potencialmente perigoso não só pela sua concentração mas também pela forma química em que se encontra, bem como pelas características do seu ciclo bioquímico (SPOSITO 1986). Os metais vestigiais nas águas naturais estão distribuídos por

uma variedade de diferentes fases (dissolvido, particulado, organismos vivos) e por diferentes formas químicas em cada fase. Esta distribuição por diferentes formas físico-químicas é designada por especiação química (TURNER 1984). A assimilação e/ou acumulação dos metais vestigiais por organismos vivos depende da especiação do elemento químico em questão e da fracção do metal que está disponível para ser utilizado biologicamente a qual é designada por fracção biodisponível. A determinação química da fracção biodisponível ainda não é possível na sua totalidade devido à sua grande complexidade. As formas químicas biodisponíveis, no estado dissolvido, e identificadas podem dividir-se em três grupos: o ião metálico livre (Cu, Pb, Zn, Ni); as formas organo-metálicas (citrato-Cu, etilenodiamina-Cu) solúveis em lípidos; os complexos inorgânicos incluindo produtos de hidrólise, por exemplo $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ (TURNER 1984). Existem já inúmeras técnicas disponíveis que permitem fazer alguma discriminação entre as diferentes formas físico-químicas de um elemento, no entanto, são muito complexas e demoradas e em meios naturais quase impraticáveis.

Na opinião de WAITE (1984) os metais podem constituir maior ameaça para o ambiente do que os compostos orgânicos “persistentes” uma vez que os primeiros persistem indefinidamente numa forma ou noutra. É, por isso, necessário o estabelecimento de estratégias racionais, efectivas e economicamente viáveis que limitem as concentrações metálicas no meio aquático. Tais estratégias devem basear-se num entendimento dos processos biogeoquímicos que expliquem a acumulação de metais por organismos aquáticos e os efeitos dos metais nos organismos. Este conhecimento deve permitir o desenvolvimento de modelos que prevejam o impacto dos metais nos seres vivos (TESSIER *et al.* 1994). A determinação do significado biológico da contaminação, do meio aquático, por metais vestigiais não é, contudo, directa. Os organismos aquáticos apresentam um largo espectro de padrões comportamentais e modos de alimentação. Muitos organismos estão em contacto com metais, quer dissolvidos, quer particulados e com diferentes formas químicas desses metais, podendo acumulá-los

directamente da água ou das fases sólidas. A resposta dos organismos a produtos tóxicos em geral e a metais em particular, bem como a sua acumulação poderá ser influenciada por diversos factores físico-químicos em que se destacam o pH, a dureza da água, a presença de agentes quelantes, a presença de outros iões, a presença de outros poluentes e a concentração de matéria orgânica, entre outros (EICHENBERGER 1986, TESSIER *et al.* 1994). Entende-se por acumulação tanto o metal adsorvido na superfície do organismo como o metal absorvido, isto é, transportado através da membrana e armazenado dentro do organismo (TESSIER *et al.* 1994, GENTER 1996). A maioria dos organismos aquáticos absorvem metais a partir de soluções e por toda a sua superfície. A absorção de metais depende da manutenção de gradientes de concentração através de membranas celulares. Estes gradientes são estabelecidos pela acumulação de ligandos, que ligam os metais às superfícies celulares, pela transferência através das membranas celulares por ligandos transportadores e remoção de iões metálicos dentro da célula por biomoléculas especiais. Todos os ligandos são sintetizados com consumo de energia (EICHENBERGER 1986). Pode, portanto, concluir-se que a recolha de dados sobre a acumulação de metais é de grande interesse em estudos de ecossistemas e também de interesse prático considerável (WHITTON & SAY 1975).

Neste contexto o número de estudos relativos aos efeitos dos metais em seres vivos é cada vez maior destacando-se, alguns trabalhos com algas (BESCH *et al.* 1972, RUSHFORTH *et al.* 1981, FOSTER 1982, JENSEN *et al.* 1982, FISHER *et al.* 1984, SICKO-GOAD & LAZINSKY 1986, KELLY & WHITTON 1989, WHITTON *et al.* 1989, RAI *et al.* 1990, BRADY *et al.* 1994).

3.1.2. Metais essenciais

Apesar do seu potencial nocivo há metais que são considerados essenciais (micronutrientes) e são requeridos em concentrações extremamente pequenas, tais como o Mn,

Fe, Ni, Cu e Zn, entre outros (MATSUNAGA *et al.* 1987). Sintetizam-se seguidamente as principais funções de alguns metais essenciais:

- o Mn é essencial em reacções redox, no fotossistema 2 da fotossíntese, no metabolismo lípidico (EICHENBERGER 1986);
- o Fe é o metal vestigial requerido em maior quantidade pelas algas (HARRISON & MOREL 1983) e é fundamental em muitos processos biológicos porque faz parte de inúmeras enzimas (oxidases terminais, oxidases, peroxidases, redutases dos nitratos e nitritos) (EICHENBERGER 1986);
- o Ni é necessário às algas quando a fonte de azoto é a ureia porque as ureases contêm níquel (PRICE & MOREL 1991). O Ni é ainda essencial à maioria das micro-algas marinhas embora a necessidade de Ni para as algas de água doce não esteja provada (STOKES 1988);
- o Cu é necessário no sistema redox cloroplastidial (plastocianina), na oxidase polifenólica e do ácido ascórbico, na amina-oxidase (EICHENBERGER 1986);
- o Zn está contido num total de setenta enzimas incluindo a anidrase do ácido carbónico, desidrogenases, fosfatase alcalina; está também envolvido na assimilação do ácido silícico, no metabolismo dos ácidos nucleicos, na expressão dos genes (VALLEE & FALCHUK 1981 *in* O'HALLORAN 1989) e na divisão celular (EICHENBERGER 1986).

O Al não é considerado um nutriente quer para animais quer para plantas (BOHN *et al.* 1979 *in* DRISCOLL & SCHECHER 1988, WOOD 1984), no entanto, há quem sugira que o Al pode ser um micronutriente essencial para algumas espécies de *Chlorella* e que reduz a solubilidade das frústulas das diatomáceas. Ao Pb não é reconhecida qualquer função biológica (WOOD 1984).

3.1.3. A microanálise por raios X

Designa-se por microanálise a caracterização química de volumes reduzidos de material (GOLDSTEIN *et al.* 1981). A análise local de materiais com base na caracterização do espectro de emissão de raios X é uma das técnicas mais difundidas de microanálise, e já muito utilizada em biologia (SICKO-GOAD & STOERMER 1979, JENSEN *et al.* 1982, SICKO-GOAD & LAZINSKY 1986, RAI *et al.* 1990, NAKASHIMA & MAJESWSKA 1992, NAKASHIMA *et al.* 1993, WONG *et al.* 1994). Este facto deve-se à compatibilidade do método de microanálise com os modos habituais de observação em microscopia electrónica, para além da elevada sensibilidade, resolução e rapidez. Contudo, a sua utilização em biologia e, sobretudo, com materiais de superfícies heterogéneas, deve ser cautelosa porque o ângulo de incidência do feixe de electrões pode não corresponder exactamente a um valor definido mas variar consoante a topografia (MOREIRA DE SÁ comunicação pessoal) e o factor de correcção para um determinado elemento varia com a geometria, para além da composição do material (STATHAM 1980).

A microanálise por raios X, utiliza como radiação incidente um feixe de electrões acelerados, finamente focado pelo sistema óptico de um microscópio electrónico e que incide numa região de interesse da amostra a estudar. Esta característica possibilita a análise de volumes reduzidos (alguns μm^3) e permite o estudo da composição local dos materiais.

A emissão de raios X característicos é possível quando o feixe de electrões incidente é de energia suficientemente elevada para excitar os electrões dos átomos. De seguida cada átomo regressa ao seu estado de equilíbrio por transferência, em cascata, de electrões de menor energia de ligação para os níveis de energia transitoriamente desocupados. Cada elemento apresenta uma diferença de energia correspondente a esta transição que lhe é característica,

dando origem à emissão de um fóton de raios X, ou de um electrão Auger (MOREIRA DE SÁ 1991).

Os raios X característicos ou riscas espectrais agrupam-se em séries: a série K - se o átomo é ionizado por arrancamento de um electrão da orbital K; a série L da orbital L; série M, *etc.* A emissão de riscas espectrais relativas às séries L e M verifica-se apenas para elementos de maior número atómico, pois só é possível se os níveis de energia correspondentes se encontrarem ocupados.

O método de microanálise por raios X apresenta algumas limitações:

- a identificação da presença de elementos em baixo teor muitas vezes não é possível devido à emissão de um espectro contínuo que mascara as riscas espectrais de menor intensidade;
- a detecção de elementos em teor reduzido é também condicionada pela absorção da radiação primária e emissão de radiação secundária pelos átomos dos vários elementos presentes na amostra o que impede o estabelecimento de relações directas entre as intensidades relativas das riscas características;
- o espectro registado apresenta alterações na intensidade relativa e largura das diferentes riscas espectrais, em relação ao espectro emitido pela amostra devido à resolução limitada, aos efeitos de absorção/banda útil de energias e devido à variação de eficiência com a energia dos sistemas de detecção e medida de raios X.

Um dos métodos utilizados nos sistemas de análise dos espectros de emissão de raios X é o de dispersão de energia (EDS) que consiste na medição directa da energia absorvida por um sistema detector que aproveita as propriedades ionizantes da radiação. O seu modo de funcionamento aproveita a geração de portadores de carga por absorção de cada fóton de raios X, originando um impulso de corrente de amplitude proporcional à energia do fóton absorvido. Os espectrómetros dispõem de um computador associado que permite o exame detalhado do espectro e o seu registo e processamento para análise qualitativa e quantitativa.

De uma forma geral todos os elementos do carbono, (C) ao urânio (U), são detectáveis pelos espectrómetros de dispersão de energia, podem no entanto, apresentar sensibilidade diferente dependendo das características de absorção da janela do detector, do detector e do ruído da electrónica de processamento. A identificação de elementos, cujas riscas características são próximas, pode tornar-se difícil, devido à sobreposição dessas riscas no espectro obtido, uma vez que a resolução destes espectrómetros é da ordem de 145 eV para a risca K_{α} do Mn (5.9 KeV). A resolução varia com a energia do fóton incidente e degrada-se significativamente a baixas energias.

A sensibilidade destes espectrómetros está limitada a alguns milhares de p.p.m. principalmente devido às suas características de resolução.

A microanálise pode ser de três tipos:

- qualitativa - compreende a identificação dos elementos presentes numa amostra;
- quantitativa - determinação com elevado grau de aproximação da composição elementar da amostra por comparação da intensidade das riscas espectrais características de uma amostra, com a respectiva intensidade medida nas mesmas condições instrumentais em amostras de elementos puros; esta análise só é possível se houver uma mistura homogénea dos elementos.
- semiquantitativa - consiste em executar todo o procedimento de análise quantitativa com base em intensidades padrão calculadas teoricamente ou utilizando espectros de referência. Esta análise é de execução rápida e permite obter resultados satisfatórios se aplicada com precaução e desde que os modelos/espectros de referência sejam adequados e considerem os efeitos de sobreposição de riscas espectrais. Sabendo que o quociente, intensidade de emissão da amostra sobre a intensidade do padrão é apenas uma aproximação da concentração do elemento em causa, procede-se a uma correcção do valor do quociente

com base em modelos de base teórica e experimental para o processo de interacção do feixe de electrões e geração de raios X. Estes modelos tem em atenção o efeito da variação do número atómico (Z) nas condições de excitação, os efeitos de absorção de raios X (A) e fluorescência (F) no padrão e na amostra em estudo. Entre os métodos utilizados, o método ZAF faz a correcção dos factores anteriormente referidos - Z, A e F através de um processo iterativo com cálculo intermédio do factor ZAF, até um erro mínimo de convergência. Neste método parte-se dos valores aproximados das concentrações de todos os elementos presentes na amostra obtidos pela razão de intensidades da amostra e dos padrões e do conhecimento das condições de excitação (energia do feixe) e medida do ângulo de emergência. Este procedimento permite a obtenção de bons resultados desde que os desvios iniciais não sejam excessivos ou os factores de correcção muito elevados. Estes métodos de correcção requerem a análise simultânea de todos os elementos que constituem a região em estudo, isto é, a análise a 100%.

3.1.4. Objectivos do estudo

O método de microanálise por raios X em Microscopia Electrónica de Varrimento acoplado a um sistema espectrométrico de dispersão de energia (MEV-EDS) embora apresente algumas limitações, referidas anteriormente, pareceu bastante atractivo pois permite analisar os elementos químicos constituintes das diatomáceas e identificar as espécies em questão, o que nem sempre é possível com outros métodos de análise que requerem grande quantidade de material biológico (volumes da ordem dos ml). Com diatomáceas provenientes de meios naturais a obtenção de volumes da ordem dos ml para cada espécie é impraticável, principalmente se se pretende identificar as espécies envolvidas.

Como o objectivo principal deste capítulo foi determinar se alguma espécie revelava a composição físico-química do meio em que vivia, através da presença dos diferentes

elementos, principalmente dos metais, o método de microanálise por raios X pareceu, ser, dentro dos disponíveis, o melhor. Pode ainda referir-se que a bioacumulação de metais vestigiais é uma medida mais directa das interacções dos metais com organismos do que as suas respostas, tais como, alterações na taxa de crescimento ou inibição fotossintética uma vez que estas respostas ocorrem depois de haver acumulação (TESSIER *et al.* 1994) o que reforça o motivo de utilização do método MEV-EDS. Em todo o processo de análise por MEV-EDS foram estabelecidos compromissos no sentido de minimizar os defeitos e obter o máximo de informação possível. Trata-se necessariamente de um trabalho preliminar e exploratório porque não se dispunha, no momento, de qualquer informação relativamente aos conteúdos dos elementos químicos nas diatomáceas por MEV-EDS.

3.2. MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1. Selecção das diatomáceas

O método de microanálise por raios X em microscopia electrónica de transmissão (MET-EDS), ao contrário do MEV-EDS, tem sido aplicado a diatomáceas com alguma frequência (SICKO-GOAD & STOERMER 1979, SICKO-GOAD 1982, SMITH 1983, SICKO-GOAD & LAZINSKY 1986). A utilização do método MEV-EDS não está suficientemente divulgada pelo que tem sido de aplicação muito restrita, pelo que não foi encontrada qualquer bibliografia de apoio para além de não haver experiência prática no assunto. Desta forma desconhecia-se que resultados se poderiam vir a obter para as diatomáceas, que dominavam nos locais onde previamente se tinha constatado a presença de poluição por metais. Neste sentido, o estudo inicial visava abarcar o maior número possível dos taxa mais frequentes para averiguar da possibilidade de acumulação de alguns metais existentes nas águas donde

provinham. Daí que no conjunto total das espécies microanalizadas se encontrem algumas estudadas apenas uma ou duas vezes.

Após o estudo inicial optou-se por microanalisar, mais insistentemente, apenas alguns taxa. Os restantes foram abandonados ou porque neles não foi detectado qualquer metal ou porque eram mais raros, menos frequentes e mais difíceis de isolar o que tornava a obtenção de um número razoável de espécimes bastante complicada.

As diatomáceas analisadas por MEV-EDS provieram de algumas das amostras recolhidas nas campanhas de amostragem realizadas no período mais seco desde Abril de 1992 até Novembro de 1993. O estudo incidiu sobre as diatomáceas provenientes de alguns dos locais onde, pelas análises físico-químicas se haviam detectado metais pesados na água. De entre os onze locais analisados (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 12, 15 e 18) as diatomáceas mais insistentemente microanalizadas foram as das estações dos rios Águeda (11 e 12) e Levira (6 e 7), estações estas que evidenciaram as concentrações médias mais elevadas de Cu e Ni e de Pb e Zn respectivamente, mas também sobre as diatomáceas dos rios Cértima (3 e 5) e Vouga (15) nos quais estes elementos metálicos não se salientaram tanto como nos rios inicialmente referidos.

3.2.2. Preparação das diatomáceas

As amostras biológicas vivas e provenientes de recentes colheitas foram concentradas e lavadas três vezes com água destilada, por centrifugação, durante 5 minutos. De cada amostra, retirou-se um alíquo e montou-se sobre um suporte de alumínio revestido por grafite, de acordo com a recomendação de MURPHY (1982). As amostras preparadas deste modo foram secas à temperatura ambiente (JENSEN *et al.* 1982, SICKO-GOAD & LAZINSKY 1986, RAI *et al.* 1990, NAKASHIMA & MAJESWSKA 1992, NAKASHIMA *et al.* 1993) e depois analisadas.

Apesar de existirem outros processos de preparação de material biológico para microanálise, como por exemplo, fixação química, fixação química seguida de secagem pelo frio ou desidratação por ponto crítico ou ainda, criofixação, NAKASHIMA e MAJEWSKA (comunicação pessoal) afirmam que a secagem ao ar é a melhor técnica por ser a que menos artefactos introduz nos materiais biológicos.

3.2.3. Análise das diatomáceas por MEV-EDS

Todas as diatomáceas referidas ao longo deste estudo serão representadas por uma sigla de quatro letras cujo significado pode ser obtido no ANEXO 3.

Antes de se proceder à microanálise das diatomáceas foi analisada a grafite de revestimento dos suportes de alumínio para confirmar o seu grau de pureza.

A microanálise semiquantitativa por raios X foi efectuada directamente sem qualquer revestimento das amostras para impedir a detecção de raios X estranhos ao material e porque o material biológico (que se dispunha numa fina camada e em contacto com a grafite) era suficientemente condutor para permitir a sua observação e microanálise sem qualquer revestimento (ECHLIN 1978, MURPHY 1982), o qual também absorve raios X vindos do espécime e pode interferir nos espectros de elementos como o Na, Mg, Si, P e até S (ECHLIN 1978).

Cada espécime foi microanalisado durante 120 segundos tendo sido detectados os seguintes elementos químicos: C, O, Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb. De todos os elementos químicos detectados apenas ao chumbo ainda não foi reconhecida qualquer função biológica (WOOD 1984). O carbono e o oxigénio não foram semiquantificados para que os restantes elementos, muito menos abundantes, pudessem ser evidenciados, e para que não se corresse o risco de semiquantificar também o carbono da

película de grafite, especialmente nas diatomáceas menos espessas em que o volume de interacção do feixe de electrões poderia atingir a grafite.

A semiquantificação percentual dos elementos químicos foi obtida por um microscópio electrónico de varrimento (JEOL JSM - 35C) acoplado a um sistema de detecção de raios X (EDS NORAN VOYAGER) a uma tensão de aceleração de 15 KeV suficiente para todos os elementos, excepto para o Pb, que foi semiquantificado a 25 KeV uma vez que a sua ionização se processa por arrancamento de electrões da orbital L. O ângulo de incidência do detector em relação à amostra era de cerca de 35° e a distância de trabalho de 39 mm. Os resultados intermédios das microanálises por MEV-EDS foram corrigidos pelo método iterativo ZAF.

3.2.4. Análise matemática

Da totalidade dos espécimes de diatomáceas microanalizados, só em 206 indivíduos foram semiquantificados os 15 elementos químicos atrás referidos. A matriz de dados, foi submetida a um estudo estatístico preliminar univariado, bivariado e depois à análise em componentes principais (ACP) seguida da análise em componentes principais normada (ACPN).

Na análise multivariada as variáveis dizem respeito aos resultados das semiquantificações dos elementos químicos; os indivíduos foram os 206 espécimes de diatomáceas microanalizados pertencentes aos géneros *Achnanthes*, *Cyclotella*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Melosira*, *Navicula*, *Nitzschia* e *Pinnularia*, entre outros.

Do conjunto das espécies seleccionaram-se as que apresentavam um maior número de indivíduos microanalizados e em seguida procedeu-se a uma análise de correlação entre a concentração dos elementos, na água, expressa em mg l^{-1} , e o conteúdo desses mesmos elementos nas diatomáceas. Foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson - Pearson

Product-Moment Correlation - que é o de mais comum utilização (SOKAL & ROHLF 1987).

Registaram-se as correlações estatisticamente significantes para $P < 0,05$.

3.3. RESULTADOS

3.3.1. Análise interpretativa dos dados brutos de MEV-EDS

O espectro de emissão de raios X da película da grafite revelou somente um pico de carbono sendo, por isso, praticamente puro e as contaminações desprezáveis (Fig. 3.1.).

Pode ainda observar-se na Fig. 3.2. que a análise de um espécime de NPAL, após ter sido submetido a uma oxidação por ácido nítrico concentrado, não revela senão os principais constituintes frustulares que são o silício e o oxigénio que polimerizam para formar $\text{SiO}_2 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ (ROUND, *et al.* 1992). Este procedimento para além de provar que todo o volume de interacção do feixe de electrões incidente ficava situado sobre a diatomácea permitia também reconhecer diatomáceas com conteúdo celular ou em contraste as frústulas vazias. É necessário realçar que as diatomáceas podem possuir externamente e em contacto com o meio ambiente uma camada de polissacarídeos, mais ou menos espessa, que reveste a frústula, camada essa que desaparece durante o processo de oxidação das diatomáceas.

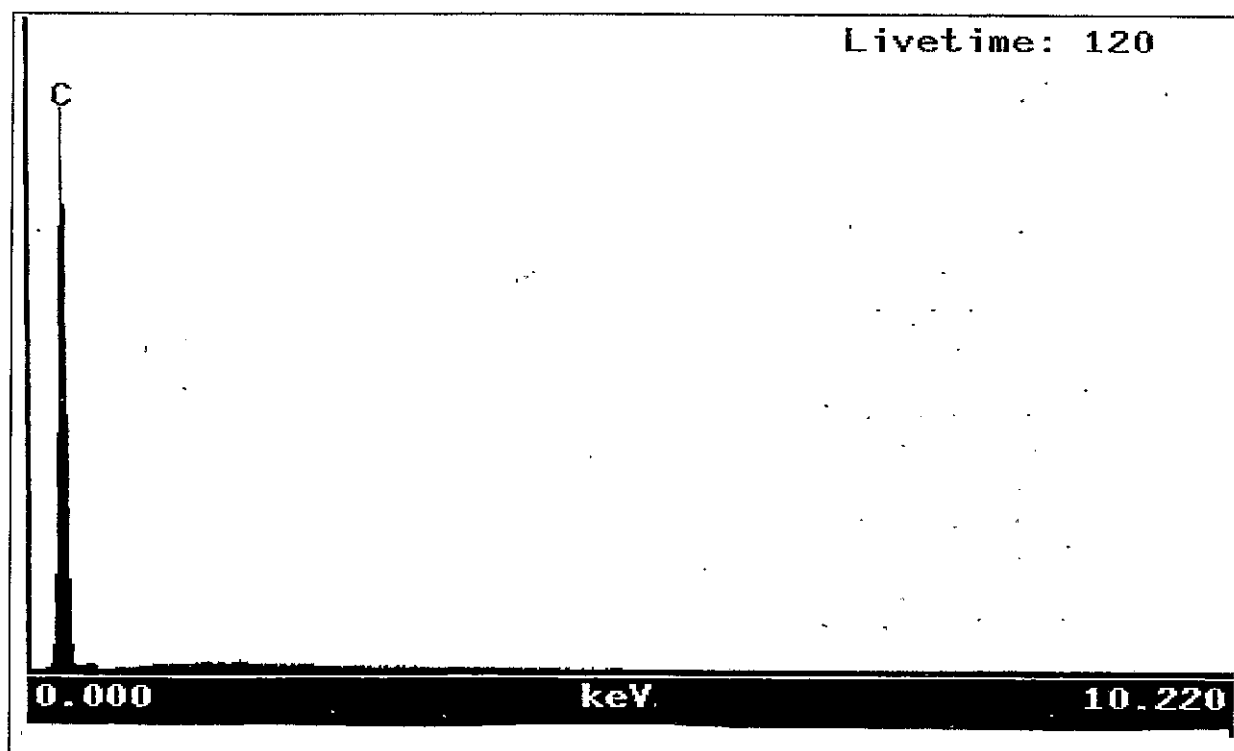


Figura 3.1. Espectro de emissão de raios X obtido por MEV-EDS, a 15 KeV, respeitante à análise da película de grafite que serviu de revestimento aos suportes de alumínio.

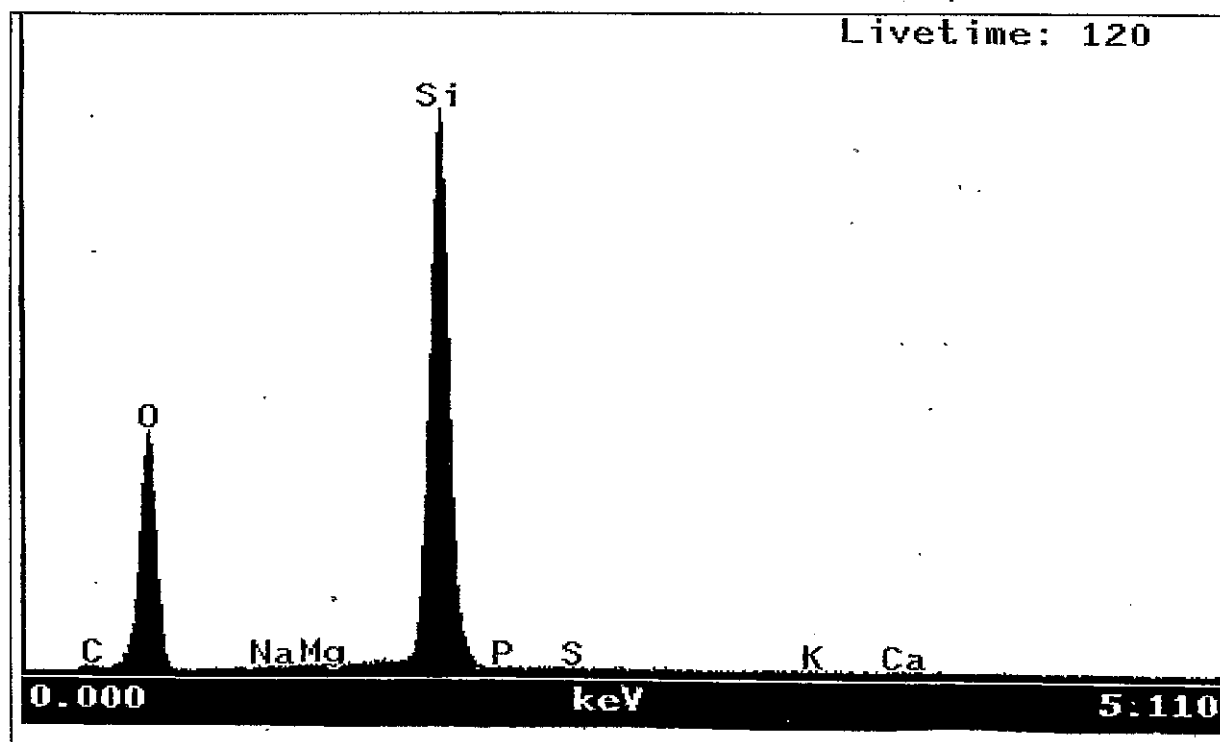


Figura 3.2. Espectro de emissão de raios X obtido por MEV-EDS, a 15 KeV, da frústula de um indivíduo de NPAL oxidado com ácido nítrico concentrado (sem conteúdo celular).

No conjunto foram microanalizados 378 espécimes de diatomáceas pertencentes a 51 espécies distribuídos por 18 géneros (Tabela 3.1.).

Tabela 3.1. Taxa microanalizados por MEV-EDS com indicação do número de espécimes analisados por taxon e do número de locais onde os espécimes foram recolhidos.

Taxa	Nº de espécimes microanalizados	Nº de locais
ALAN <i>Achnanthes lanceolata</i>	11	2
AMIN <i>Achnanthes minutissima</i>	17	5
AOVA <i>Amphora ovalis</i>	1	1
BPAR <i>Bacillaria paradoxa</i>	1	1
CPLA <i>Cocconeis placentula</i>	2	1
CMEN <i>Cyclotella meneghiniana</i>	23	7
CPST <i>Cyclotella pseudostelligera</i>	1	1
CSOL <i>Cymatopleura solea</i>	1	1
CMIN <i>Cymbella minuta</i>	4	2
FARC <i>Fragilaria arcus</i>	1	1
FCAP <i>Fragilaria capucina</i>	1	1
FULN <i>Fragilaria ulna</i>	50	8
FUDA <i>Fragilaria ulna</i> var. <i>danica</i>	1	1
GACU <i>Gomphonema acuminatum</i>	1	1
GGRA <i>Gomphonema gracile</i>	6	2
GPAR <i>Gomphonema parvulum</i>	25	6
GTRU <i>Gomphonema truncatum</i>	1	1
GYAC <i>Gyrosigma acuminatum</i>	2	1
GOBS <i>Gyrosigma obscurum</i>	2	1
MVAR <i>Melosira varians</i>	31	5
NCHU <i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>	1	1
NCRY <i>Navicula cryptocephala</i>	11	4
NCTE <i>Navicula cryptotenella</i>	4	1
NGRE <i>Navicula gregaria</i>	5	3
NHPI <i>Navicula halophiloides</i>	4	1
NMNS <i>Navicula menisculus</i>	2	1
NMIN <i>Navicula minima</i>	27	3
NMMU <i>Navicula minuscula</i> var. <i>muralis</i>	1	1
NPHY <i>Navicula phyllepta</i>	2	1
NPUP <i>Navicula pupula</i>	1	1
NRHY <i>Navicula rhyncocephala</i>	4	4
NSEM <i>Navicula seminulum</i>	4	1
NTRV <i>Navicula trivialis</i>	2	1
NVEN <i>Navicula veneta</i>	1	1
NEAF <i>Neidium affine</i>	1	1
NACI <i>Nitzschia acicularis</i>	12	1
NDIS <i>Nitzschia dissipata</i>	11	3
NFIL <i>Nitzschia filiformis</i>	1	1
NIFR <i>Nitzschia frustulum</i>	1	1
NLIN <i>Nitzschia linearis</i>	14	3

Tabela 3.1. Continuação

Taxa	Nº de espécimes microanalizados	Nº de locais
NPAL <i>Nitzschia palea</i>	41	7
NPAE <i>Nitzschia paleacea</i>	6	2
NIPM <i>Nitzschia perminuta</i>	2	1
PACR <i>Pinnularia acrosphaeria</i>	1	1
PGIB <i>Pinnularia gibba</i>	19	2
PSCA <i>Pinnularia subcapitata</i>	2	1
PVIR <i>Pinnularia viridis</i>	1	1
SANG <i>Surirella angusta</i>	4	1
SLIN <i>Surirella linearis</i>	9	2
SUTE <i>Surirella tenera</i>	1	1
TWEI <i>Thalassiosira weisflogii</i>	1	1

Uma análise aos dados resultantes da microanálise (semiquantificação percentual) dos diferentes taxa de diatomáceas pôs de imediato em evidência dois grupos de elementos químicos. O primeiro grupo de elementos englobava o Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K e Ca, elementos que estavam quase sempre presentes nos espécimes analisados, sendo o Si o elemento mais abundante (principal constituinte frustular). O segundo grupo de elementos constituído pelo Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb, só esporadicamente foi detectado nas diatomáceas.

De uma forma geral verificou-se que, em qualquer das espécies microanalizadas os elementos incluídos no primeiro grupo apresentaram valores percentuais médios mais elevados do que os elementos do segundo grupo. No entanto, em cada espécie analisada, apareceram por vezes espécimes cujo conteúdo percentual em determinados elementos incluídos no segundo grupo excedeu o conteúdo de alguns elementos do primeiro grupo. Apesar do Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb só esporadicamente serem detectados pela microanálise, quando o foram, apresentaram valores percentuais superiores a alguns dos outros elementos que foram quase sempre detectados. Como exemplo apresentam-se os resultados obtidos para 31 espécimes de MVAR (Tabela 3.2.). Repare-se no caso do espécime 12 em que foi detectada uma percentagem de Pb e de Fe bastante elevada. Outras situações semelhantes podem ainda observar-se na referida tabela.

Outro facto que também foi de ocorrência generalizada em todas as espécies microanalizadas foi o baixo número de vezes em que o Mn e principalmente o Ni foram detectados facto que pode ser também confirmado pelo exemplo apresentado na Tabela 3.2.. No caso particular de MVAR, o Ni só foi detectado em dois espécimes mas com desvios - padrão muito elevados, pelo que os valores foram excluídos da tabela.

Os dados relativos a todos os taxa que foram microanalizados um maior número de vezes, podem ser consultados no ANEXO 4.

Após esta análise preliminar foram estudados, com maior detalhe, os resultados relativos aos metais que se podem tornar nocivos para os seres vivos mesmo quando em baixas concentrações (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb). É possível observar (ANEXOS 2 e 4) que, por vezes, os metais não foram detectados nas águas pelo ICP (ANEXO 2) mas, no entanto, foram semiquantificados em alguns espécimes de diatomáceas. São disso exemplo:

- o Zn que não foi detectado em 20.05.92 no local 5 mas foi semiquantificado em ALAN com 1,71%;
- o Pb que não foi detectado em 08.06.93 quer no local 11 quer no 12 mas, no entanto, foi semiquantificado em AMIN com 11,35% e 5,38%, respectivamente.
- o Cu que foi o metal semiquantificado um maior número de vezes em espécimes de diatomáceas, sem que tenha sido detectado na água.

Situações idênticas são de referir para outros casos (Tabela 3.3.).

Em contraste com o que se referiu, nunca se verificou nenhum caso em que o Al e o Fe, os metais mais frequentes nas águas analisadas, tivessem sido identificados nas diatomáceas, sem, no entanto, terem sido detectados na água.

Tabela 3.2. Elementos semiquantificados por MEV-EDS, em 31 espécimes de *Melosira varians*.

Os dados são referidos a percentagens. As células vazias dizem respeito a elementos não semiquantificados e as células com * referem-se a valores com desvios - padrão elevados (superiores a metade do valor da semiquantificação) que, por isso, foram excluídos.

Data	Local	Espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
20.05.92	3	1	10,77	1,36	2,44	71,61	2,89	2,66	*	1,67	5,31	0,45	0,84				
14.06.93	5	2	2,18	*	5,11	73,95	2,29	1,16	0,38	1,01	2,23	1,04	1,30	0,00	4,25	4,82	0,00
14.06.93	5	3	2,46	0,92	8,61	70,31	2,21	0,76	*	2,05	3,57	0,00	1,77	0,00	4,43	2,60	0,00
14.06.93	5	4	3,63	1,15	3,96	64,09	5,25	3,49	2,19	3,36	4,11	0,00	1,18	0,00	5,05	*	0,00
14.06.93	5	5	2,61	1,53	11,12	69,11	1,67	0,82	0,48	2,34	3,20	0,00	2,68	0,00	4,43	0,00	0,00
14.06.93	5	6	5,24	0,98	5,55	66,86	1,50	1,40	2,89	2,97	4,40	0,00	1,57	0,00	5,02	*	0,00
20.05.92	6	7	1,89	1,00	3,85	79,30	2,85	2,75	0,50	0,72	2,87	0,00	*	0,00	0,00	3,75	
20.05.92	6	8	1,48	0,57	1,84	88,68		1,84	*	1,69	1,57		1,94				
24.03.93	6	9	4,28	1,08	4,50	70,24	3,96	1,97	1,82	2,09	2,28	0,00	1,46	0,00	0,00	6,31	2,46
14.06.93	6	10	8,56	1,51	10,25	62,99	2,38	4,78	0,00	1,53	1,87	0,00	1,76	0,00	2,65	*	0,00
14.06.93	6	11	1,72	2,14	14,68	54,90	3,39	1,34	0,72	2,65	4,01	0,00	3,88	0,00	5,85	4,71	0,00
14.06.93	6	12	2,04	1,11	10,74	70,61	1,87	1,33	*	1,80	3,82	*	4,44	0,00	0,00	1,74	5,82
10.07.92	7	13	1,46	0,51	3,26	77,79	5,52	2,71	1,62	0,97	3,47	0,00	*	0,00	2,13	0,00	0,00
10.07.92	7	14	1,36	0,00	3,46	82,89	2,60	1,68	0,85	0,83	2,21	0,00	1,29	0,00	0,00	*	0,00
24.03.93	7	15	3,92	0,62	2,33	75,47	5,38	2,60	2,71	3,65	1,13	0,00	0,00	0,00	0,00	2,18	0,00
24.03.93	7	16	5,45	0,81	2,78	68,84	3,67	3,38	3,35	3,14	2,57	0,65	1,11	0,00	*	3,15	0,00
24.03.93	7	17	7,15	0,85	2,92	61,49	4,72	3,69	6,01	4,34	1,72	0,00	0,00	0,00	3,60	3,50	0,00
24.03.93	7	18	4,59	0,95	5,78	71,33	1,84	1,39	1,15	1,60	3,28	0,00	1,60	0,00	1,48	5,01	*
24.03.93	7	19	4,67	1,03	4,88	72,31	1,54	1,25	1,33	1,27	4,66	*	1,62	0,00	*	4,20	*
24.03.93	7	20	4,76	1,56	8,92	64,61	3,84	1,66	2,27	1,87	2,71	0,00	2,90	0,00	0,99	3,91	0,00
24.03.93	7	21	5,52	1,60	5,05	68,73	6,53	1,87	2,40	1,45	2,42	*	1,01	*	0,81	1,99	0,00
24.03.93	7	22	5,76	1,02	4,68	66,07	4,04	2,49	3,10	1,56	1,88	0,54	1,53	0,00	*	6,42	0,00
14.06.93	7	23	1,03	0,44	2,82	81,32	3,94	1,72	*	2,25	2,06	0,00	0,00	0,00	2,31	*	0,00
14.06.93	7	24	3,15	0,69	5,78	52,25	1,93	5,78	*	1,76	10,69	4,23	3,27	0,00	4,21	6,01	2,43
14.06.93	7	25	0,86	0,51	4,10	77,29	3,39	1,79	0,49	2,52	2,52	0,00	2,96	0,00	2,23	*	3,59
14.06.93	7	26	0,70	1,10	15,76	59,73	4,69	0,00	*	2,92	3,71	*	6,82	0,00	2,59	*	*
14.06.93	7	27	0,98	0,44	3,61	80,47	3,69	0,88	*	1,17	2,49	*	0,68	*	*	3,25	1,83
14.06.93	7	28	1,89	1,23	10,42	67,82	2,30	1,24	0,43	1,69	3,52	0,00	3,00	0,00	3,05	3,41	0,00
30.09.92	10	29	1,29	0,61	2,42	81,88	3,82	3,27	0,81	0,79	2,90	0,00	0,00	0,00	0,00	*	
30.09.92	10	30	0,74	0,37	2,01	85,44	3,09	1,91	0,67	0,56	1,92	0,00	0,00	0,00	*	*	
30.09.92	10	31	1,12	*	2,20	82,75	3,08	2,87	0,71	0,77	1,48	0,00	1,40	0,00	3,27	0,00	

Tabela 3.3. Elementos metálicos detectados em alguns espécimes, pertencentes a dezanove taxa de diatomáceas, mas que não foram detectados na água. As semiquantificações por MEV-EDS são expressas em percentagens.

Data	Local	Taxon	Espécime	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb
20.05.92	5	ALAN	1				1,71	
24.03.93	5		2			2,57		
24.03.93	5		3			6,51		
24.03.93	5		4			4,37		
24.03.93	5		5			4,14		
24.03.93	5		6			4,00		
24.03.93	5		7			5,52		
14.06.93	6		9			1,92		
14.06.93	6		10			4,50		
24.03.93	6	AMIN	2			3,85		
08.06.93	11		5				11,35	
08.06.93	11		9			6,20		
08.06.93	11		10			8,11		
08.06.93	11		11			10,77		
08.06.93	11		12			10,25		
08.06.93	12		14				5,38	
13.05.92	15		16		5,36			
07.10.92	5	CMEN	5			10,12		
20.05.92	6		12			2,22		
24.30.93	6		14		2,51			
24.03.93	6		16	0,86				
10.07.92	7		17			2,31		
10.07.92	7		19			2,43		
30.09.92	10		20		2,76			
24.03.93	5	GPAR	1		2,1	6,97		
24.03.93	5		4			5,58		
24.03.93	5		5			5,77		
14.06.93	5		6			4,17		
10.07.92	5	FULN	9			3,02		
10.07.92	5		12			2,85		
14.06.93	5		14			4,60		
14.06.93	5		15			3,34		
10.07.92	6		22		1,02			
24.03.93	6		24			2,79		
24.03.93	6		28			3,73		
24.03.93	6		31			2,15		

Tabela 3.3. Continuação

Data	Local	Taxon	Espécime	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb
14.06.93	6	FULN	34			1,59		
14.06.93	6		35			3,13		
14.06.93	7		45			2,40		
13.05.92	15		49					2,73
13.05.92	15		50			2,07	2,69	
14.06.93	6	MVAR	10			2,65		
14.06.93	6		11			5,85		
10.07.92	7		13			2,13		
24.03.93	7		17			3,60		
24.03.93	7		18			1,48		
24.03.93	7		20			0,99		
24.03.93	7		21			0,81		
14.06.93	7		23			2,31		
14.06.93	7		24			4,21		
14.06.93	7		25			2,23		
14.06.93	7		26			2,59		
14.06.93	7		28			3,05		
24.03.93	5	NCRY	2			7,16		
24.03.93	5		3			5,44		
24.03.93	5		4			8,32		
24.03.93	5		5			6,28		5,45
14.06.93	5		6			7,16		
14.06.93	5		7			7,21		
14.06.93	6	NGRE	2			3,26		
13.05.92	15		3				6,35	
14.04.93	15		5			9,12		
24.03.93	6	NHPI	4			5,94		
24.03.93	6	NMIN	2			6,44		
24.03.93	6		3			10,14		
24.03.93	6		5			6,33		
24.03.93	6		7			7,36		
24.03.93	6		8			5,79		
24.03.93	6		9			6,55		
06.08.93	11		17			3,59		
14.06.93	6	NSEM	1			3,74		
30.09.92	8	NACI	3			12,14		
30.09.92	8		4			12,91		

Tabela 3.3. Continuação

Data	Local	Taxon	Espécime	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb
13.05.92	15	NDIS	4			6,58		
13.05.92	15		5			7,74	5,78	
14.04.93	15		9			8,11		
14.04.93	15		10			14,40		
14.04.93	15		11			10,49		4,99
24.03.93	7	NLIN	7			11,20		
14.06.93	7		13			13,63		
10.07.92	4	NPAL	1			2,32		
20.05.92	6		11			4,26		
20.05.92	6		16			3,20		
24.03.93	6		27			6,56		
24.03.93	6		28			5,33		
24.03.93	6		30			7,37		
24.03.93	6		31			5,90		
24.03.93	6		32			6,04		
14.06.93	6		34			6,43		
14.06.93	7		38			16,72		
14.04.93	15		40			21,60		
24.03.93	5	NPAL	1			9,76		
14.06.93	5		3			15,60	14,57	
24.03.93	6		5			7,51		
13.05.92	15	PGIB	13			4,58	4,02	
13.05.92	15		14			4,55		1,90
13.05.92	15		15			4,36	2,55	
13.05.92	15		16			4,16	3,58	
07.10.92	6	SANG	2		3,41			

3.3.2. Análise multivariada

Os resultados do estudo estatístico preliminar foram resumidos na tabela seguinte:

Tabela 3.4. Análise em componentes principais (ACP).

Resultados preliminares da matriz de dados considerando 206 espécimes de diatomáceas.

Variável	Média (%)	Desvio	Variância	% de contribuição à variância
Na	2,83	2,091	4,37	2,2
Mg	0,89	0,729	0,53	0,3
Al	4,48	3,507	12,29	6,3
Si	73,52	11,098	123,17	63,5
P	1,86	1,209	1,46	0,8
S	2,10	1,730	2,99	1,5
Cl	1,28	1,284	1,64	0,9
K	1,98	1,222	1,49	0,8
Ca	3,03	2,778	7,71	4,0
Mn	0,24	0,593	0,35	0,2
Fe	1,71	2,472	6,11	3,1
Ni	0,20	0,591	0,34	0,2
Cu	2,80	3,680	13,54	7,0
Pb	1,53	2,327	5,41	2,8
Zn	2,91	3,536	12,50	6,4

Verificou-se uma grande dispersão dos valores das médias, desvios padrão e variâncias. As médias variaram entre 0,20 % para o Ni e 73,5 % para o Si. A dispersão das variâncias foi também elevada como se pode verificar mais nitidamente na coluna da percentagem de contribuição à variância total, de cada uma das variáveis. Deve evidenciar-se o valor excepcionalmente elevado para o Si, que representou 63,5 % da variância total e os valores muito baixos para o Mg, o Mn e o Ni.

Uma análise em componentes principais sobre a matriz de covariâncias, realizada intermediariamente, mostrou de facto a existência de apenas duas componentes principais em que a primeira representava cerca de 71 % da variância total dizendo respeito ao efeito específico do Si. A segunda componente principal, que contém apenas 9,5 % da variância total, representava a oposição entre o Al e a associação Cu e Zn.

Em face destes resultados justificava-se o estudo por análise em componentes principais normada (ACPN), isto é, sobre a matriz de correlações.

Os resultados obtidos pela ACPN, expressos na Tabela 3.5. mostraram a diminuição da importância do Si visto que a primeira componente principal representa agora 24 % da variância total não sendo unicamente devido ao efeito do Si mas também a outros elementos.

Tabela 3.5. Resultados da análise em ACPN com as percentagens de contribuição à variância total (V.T.) de cada componente principal.

Componente principal (C.P.)	Variância da C.P.	% de contribuição à V.T.	% acumulada da V.T.
1	3,60	24,0	24,0
2	2,01	13,4	37,4
3	1,86	12,4	49,8
4	1,23	8,2	58,0
5	1,01	6,7	64,7
6	0,97	6,4	71,1
7	0,89	5,9	77,0
8	0,75	5,0	82,0
9	0,71	4,7	86,7
10	0,60	4,0	90,7

Da análise em componentes principais normada ressaltou que o primeiro eixo principal contribuiu com 24 % para a explicação da variância total e que este primeiro eixo fez contrapor ao Si (lado positivo do eixo) o Na, S, Ca, Cl, K e Mg (lado negativo do eixo).

Os espécimes de diatomáceas que mais contribuíram para a explicação do primeiro eixo e que apresentaram uma percentagem de contribuição absoluta (PCA) maior do que 0,5 %, e/ou percentagem de contribuição relativa (PCR) maior do que 20 % (quer do lado negativo quer do lado positivo) estão representados na Tabela 3.6..

Como o número de espécimes microanalizados por espécie não foi igual para todas as espécies, a Tabela 3.6. foi construída tendo em atenção a percentagem de contribuição de cada espécie relativamente à totalidade de indivíduos analisados dessa espécie. Deste modo, verificou-se que FULN e PGIB apresentaram uma percentagem elevada de indivíduos no lado positivo do primeiro eixo que representou 89,3 % e 100 % respectivamente, em relação à totalidade dos espécimes de FULN e PGIB microanalizados.

Tabela 3.6. Resultados da ACPN. Análise do primeiro eixo factorial.

Número de espécimes de cada espécie ou conjunto de espécies que contribuíram para o lado positivo ou para o lado negativo. (PCA > 0,5 % e/ou PCR > 20 %).

Espécie	Eixo nº 1	
	+	-
	nº de indivíduos	nº de indivíduos
FULN, PGIB	29	0
ALAN, NSEM, NRHY, NCRY	7	0
CMEN, CMIN, GACU, NTRV, SLIN	8	0
GPAR, AMIN	11	3
MVAR	6	4
NMIN	2	10
NHPI, NLIN, NDIS	0	8
NPAL, NPAE, NREC	0	14
Total	62	39

Este primeiro eixo discriminou 101 espécimes de diatomáceas dos 206 com que a matriz inicial de dados foi construída o que representou um factor global de cerca de 49 % da totalidade.

As espécies referenciadas nas segunda e terceira linhas da tabela (de ALAN a SLIN) também contribuíram para o lado positivo do eixo mas com um menor número de indivíduos.

Do lado negativo do mesmo eixo algumas espécies do género *Nitzschia* salientaram-se pela sua forte contribuição, foram elas: NPAL, NPAE e NREC. Relativamente menos importantes foram NDIS, NLIN do género anteriormente referido e NHPI do género *Navicula*.

As restantes espécies referidas na Tabela 3.6. contribuíram tanto para o lado positivo como para o lado negativo do primeiro eixo, todavia, GPAR e AMIN apesar de repartidas surgiram um maior número de vezes do lado positivo do eixo. A espécie MVAR contribuiu de modo semelhante para as duas partes do eixo e NMIN contribuiu mais para o lado negativo do eixo.

As restantes componentes principais apresentaram uma percentagem de contribuição à variância total que foi relativamente pequena pelo que tentativas da sua interpretação poderiam levar a especulações.

3.3.3. Análise de correlação

Da análise de correlação efectuada entre as concentrações de metais existentes na água e no conteúdo celular de espécimes pertencentes a treze espécies, salientaram-se algumas relações significantes para $P < 0,05$ entre diferentes elementos químicos, como pode ser observado na Tabela 3.7.. Nesta tabela estão registados os coeficientes de correlação, medida habitual do grau de relação entre as variáveis e os valores de probabilidade a que essa correlação se verifica. Os coeficientes de correlação vem afectados do sinal negativo (-) quando uma variável aumenta e a outra diminui.

À medida que o sódio aumentou na água também o conteúdo deste elemento aumentou em AMIN, GPAR, NMIN, NDIS e NPAE, idêntica interpretação se deve fazer para os restantes valores da Tabela 3.7. excepto nos casos em que o coeficiente de correlação foi negativo.

Uma correlação positiva entre o conteúdo de alguns metais de transição, nas diatomáceas e na água existiu em alguns casos. Foram eles: FULN, GPAR, MVAR, NCRY, NDIS, NLIN e SLIN em relação ao Al quer na sua forma dissolvida (Ald) quer na sua forma total (Alt). Destas espécies, FULN e NCRY apresentaram em relação ao Alt uma correlação bastante significativa com um valor de probabilidade bastante baixo (Fig. 3.3. e 3.4.). O mesmo aconteceu com AMIN em relação ao Mnd, com MVAR (Fig. 3.5.) e NPAE em relação ao Fed, com CMEN em relação ao Zn (Fig. 3.6.) e com FULN e MVAR em relação ao Pbd (Fig. 3.7. e 3.8.).

Das correlações altamente significantes anteriormente referidas as que dizem respeito a AMIN com Mnd e NPAE com Fed resultaram da detecção do Mnd e Fed respectivamente, uma única vez (para AMIN no rio Cértima, Perrães em Maio de 1992; para NPAE foi no rio Levira em Vila Verde também em Maio de 1992 - ANEXO 4) que coincidiu com as maiores concentrações desses metais no meio aquático (Fig. 3.9. e 3.10) pelo que estes resultados carecem de confirmação.

Apenas NMIN apresentou uma correlação negativa em relação ao Cu, ou seja, à medida que a concentração de Cu aumentou na água, a percentagem de Cu no espécime diatomológico diminuiu. Este facto foi visível, sobretudo, para o Cu dissolvido (Fig. 3.11.).

Foi possível ainda observar que em nenhum dos casos em que ocorreu correlação altamente significativa (Figs 3.3. a 3.11.) se verificou correlação linear. Cada espécie exibiu um comportamento diferente do das outras espécies em relação ao metal em estudo.

Tabela 3.7. Correlações significantes entre a concentração dos elementos químicos na água, expressos em mg l^{-1} , e os valores em percentagem da microanálise das diatomáceas determinados por MEV-EDS.

O primeiro valor refere-se ao coeficiente de correlação r e o valor entre parentesis ao valor de probabilidade (P), para $P < 0,05$.

Espécie	Na	Ca	Ald	Alt	Mnd	Mnt	Fed	Cud	Cut	Znd	Znt	Pbd	Pbt
ALAN		0,810(0,00)											
AMIN	0,786(0,00)				0,951(0,00)	0,930(0,00)							
CMEN							0,494(0,04)			0,804(0,00)	0,805(0,00)		
FULN			0,285(0,05)	0,521(0,00)	0,320(0,04)							0,641(0,01)	0,535(0,03)
GPAR	0,491(0,01)	0,443(0,03)	0,405(0,05)									0,554(0,05)	
MVAR		0,384(0,03)	0,406(0,02)		0,400(0,05)		0,526(0,00)			0,514(0,02)	0,502(0,02)	0,541(0,01)	
NCRY		0,844(0,00)		0,846(0,00)									
NMIN	0,584(0,00)							-0,617(0,01)	-0,466(0,05)	0,611(0,01)	0,612(0,01)		
NDIS	0,648(0,03)		0,643(0,03)										
NLIN				0,535(0,05)								0,667(0,04)	
NPAL		0,332(0,04)								0,477(0,01)	0,469(0,01)		
NPAE	0,812(0,05)						0,984(0,00)						
SLIN			0,760(0,02)										

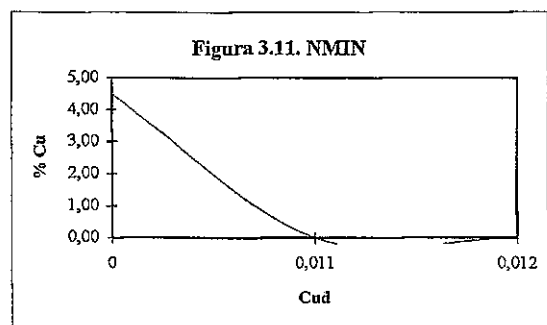
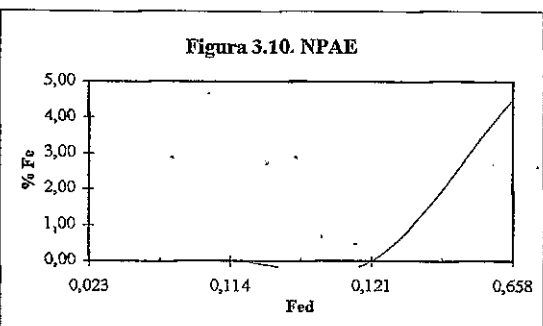
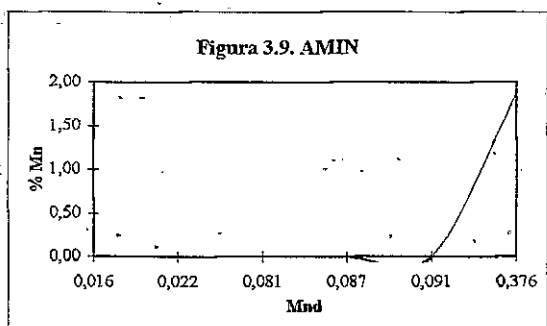
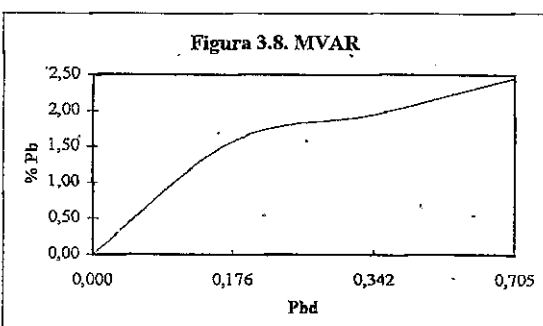
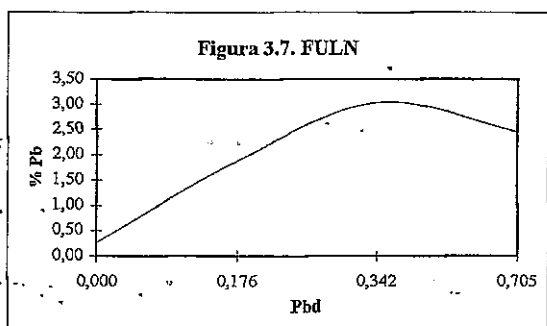
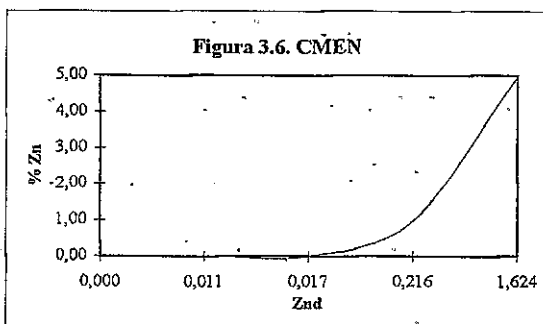
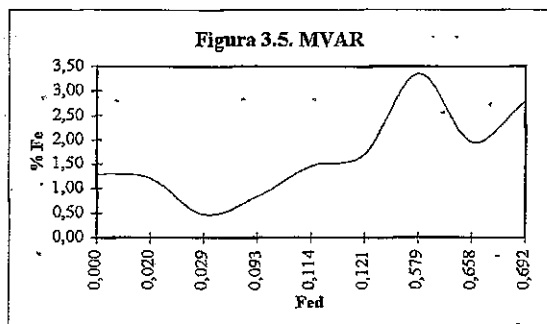
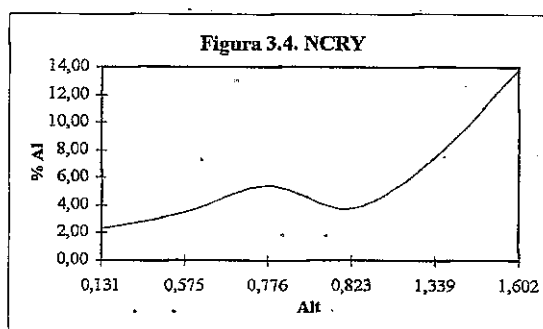
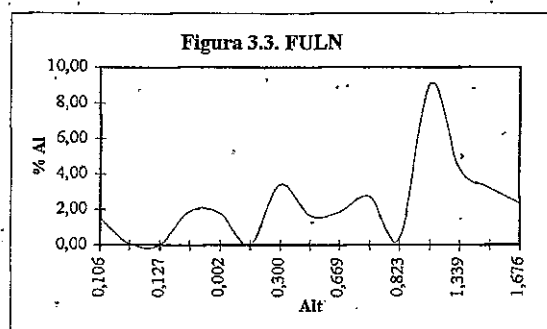


Figura 3.3 a 3.11. Variação das percentagens de alguns metais determinadas por MEV-EDS, em algumas espécies de diatomáceas em função da concentração (expressa em mg l^{-1}) desses metais no meio aquático.

A Tabela 3.8. põe em evidência os valores mínimos, médios e máximos das concentrações dos elementos químicos detectados na água nos momentos de amostragem das diatomáceas submetidas a microanálise por MEV-EDS. Os valores registados dizem respeito somente aos casos em que se obtiveram correlações significantes entre a concentração de um determinado elemento na água e esse mesmo elemento na diatomácea. Esta tabela permite verificar a presença de determinados elementos no conteúdo das diatomáceas quando esses elementos foram detectados na água dentro de determinados limites de concentração. Desta forma pode verificar-se que o conteúdo de sódio em AMIN aumentou quando as concentrações ambientais de sódio variaram entre $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ e $33,9 \text{ mg l}^{-1}$ com um valor médio de $7,4 \text{ mg l}^{-1}$ de sódio. Interpretação semelhante pode fazer-se relativamente aos restantes parâmetros citados excepto quando o coeficiente de correlação foi negativo.

Na Figura 3.12. estão representadas as percentagens de metal encontradas em algumas diatomáceas em função da concentração (em mg l^{-1}) desse metal dissolvido na água, para as quais não ocorreu correlação significativa ($P < 0,05$). De todas as espécies nesta situação apenas foram seleccionadas ALAN, AMIN, CMEN, NMIN e NPAL porque estas espécies também foram submetidas a testes de toxicidade laboratoriais. Do estudo efectuado foi possível concluir que, em nenhuma situação, existiu uma relação linear entre as duas variáveis e que cada espécie apresentou um comportamento diferente consoante o metal em consideração.

Tabela 3.8. Elementos químicos da água relativos aos momentos de colheita das diatomáceas submetidas a microanálise e que apresentam correlações significantes (ver Tabela 3.7).

Valores mínimos máximos e médios das concentrações expressos em mg l^{-1} .

Espécie		Na	Ca	Ald	Alt	Mnd	Mnt	Fed	Fet	Cud	Cut	Znd	Znt	Pbd	Pbt
ALAN	mín. máx. média		51 75 67												
AMIN	mín. máx. média	0,7 33,9 7,4				0,008 0,376 0,052	0,012 0,470 0,064								
CMEN	mín. máx. média							0,029 1,656 0,363				0,000 1,624 0,345	0,000 2,203 0,479		
FULN	mín. máx. média			0,017 0,117 0,057	0,106 1,676 0,709	0,009 0,367 0,117								0,000 0,705 0,136	0,000 3,369 0,567
GPAR	mín. máx. média	4,1 24,0 19,9	3 88 51	0,034 0,117 0,061										0,000 0,705 0,175	
MVAR	mín. máx. média		31 147 67	0,041 0,112 0,062		0,028 0,037 0,148		0,000 0,658 0,262				0,000 1,624 0,364	0,000 2,203 0,463	0,000 3,369 0,119	
NCRY	mín. máx. média		31 151 81		0,131 1,602 0,826										
NMIN	mín. máx. média	0,7 27,9 14,0								0,000 0,012 0,004	0,000 0,036 0,013	0,040 1,624 0,696	0,040 2,203 0,934		
NDIS	mín. máx. média	5,4 27,7 13,2		0,017 0,099 0,056											
NLIN	mín. máx. média				0,017 1,339 0,328									0,000 0,176 0,035	
NPAL	mín. máx. média		51 151 44									0,000 1,624 0,568	0,000 2,203 0,764		
NPAE	mín. máx. média	19,5 27,9 25,6						0,023 0,658 0,188							
SLIN	mín. máx. média			0,057 0,117 0,083											

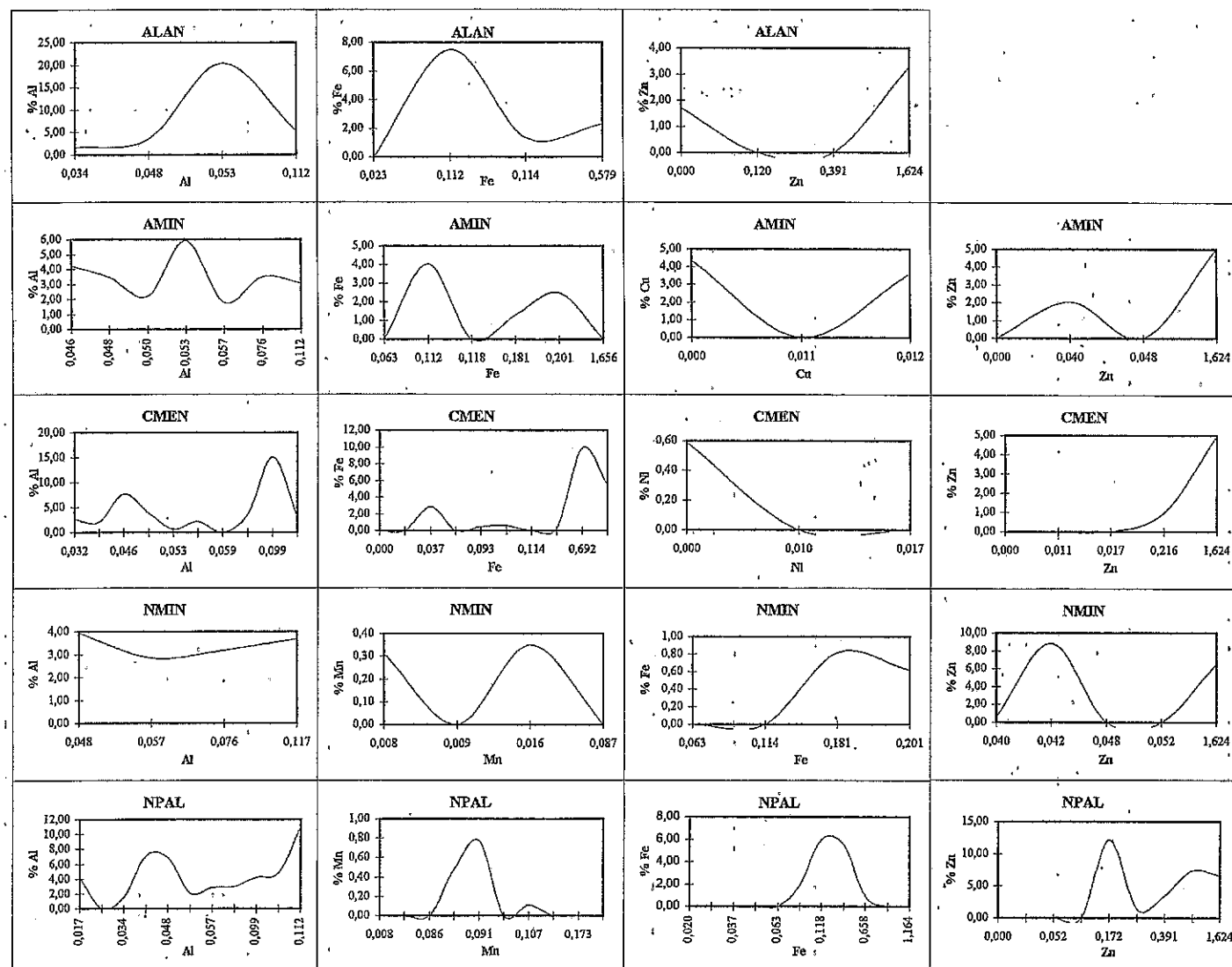


Figura 3.12. Variação das percentagens de metais determinados por MEV-EDS em cinco espécies de diatomáceas em função da concentração (expressa em mg l^{-1}) desses metais dissolvidos no meio aquático.

3.4. DISCUSSÃO

3.4.1. Análise interpretativa dos dados brutos de microanálise

A análise interpretativa dos resultados das semiquantificações por MEV-EDS, efectuadas em algumas espécies de diatomáceas, permitiu verificar que existe uma estrutura geral comum no que respeita à constituição química da célula diatomológica. Foi possível definir dois grupos de elementos químicos que foram detectados nas diatomáceas. No primeiro grupo estão incluídos os elementos químicos que fazem parte da constituição geral da matéria orgânica e da frústula das diatomáceas, não esquecendo o facto dos elementos mais abundantes não terem sido semiquantificados (C e O). O segundo grupo põe em evidência alguns micronutrientes que habitualmente fazem parte de complexos enzimáticos (EICHENBERGER 1986). Ao Pb, um dos elementos também por vezes detectados, não é reconhecida qualquer função biológica (WOOD 1984).

Foi possível detectar alguns metais nos conteúdos celulares das diatomáceas sem que esses mesmos metais tivessem sido detectados na água donde provieram os espécimes microanalizados tendo sobressaído o Cu, que em alguns casos poderá ter sido proveniente da contaminação. Sabendo-se que se a razão da percentagem de Cu e Zn for igual a 6/4 pode existir contaminação de Cu e Zn pelo microscópio electrónico de varrimento (MOREIRA DE SÁ comunicação pessoal), considerou-se necessário calcular esta razão para todos os casos registados na Tabela 3.3.. Pelos resultados obtidos, pode claramente ter havido contaminação em FULN, espécime nº 14 em que se registou 4,60% de Cu. Nos restantes casos o Cu detectado estava, de facto, presente nas células microanalizadas.

⇒ As diatomáceas que vivem constantemente num determinado meio têm capacidade para integrarem as condições ambientais e para providenciarem um registo contínuo da qualidade

ambiental (TROLLOPE & EVANS 1976, LOWE & PAN 1996) ao contrário das análises químicas que são pontuais. Por tal motivo e através delas, em locais onde nunca foi possível detectar Cu ou onde só muito pontualmente foi detectado, foi possível identificar a sua presença através da semiquantificação nas diatomáceas. São exemplo disto os locais: 4, 5, 6, 7 e 15.

O espécime nº 40 de NPAL apresentou 21,60 % do seu conteúdo em Cu, o que é um valor anormalmente elevado. Neste caso não foi detectado nenhum elemento dos que obrigatoriamente estão presentes nas células vivas mas somente Al, Si, Fe e Cu (ANEXO 4) pelo que se considera ter sido analisada somente a frústula.

O Pb, elemento não essencial, que só foi detectado por ICP nos locais 6 e 7, surge semiquantificado nas diatomáceas provenientes destes locais e também nos locais 5, 11, 12 e 15.

Em certos momentos de amostragem o Zn não foi detectado na água mas foi detectado em alguns espécimes de diatomáceas.

O Ni foi detectado por ICP na água mas sempre em concentrações muito baixas e nas diatomáceas apenas foi semiquantificado pontualmente em locais onde na água não tinha sido detectado. É um elemento muito pouco representado nas diatomáceas, assim como o Mn tal como anteriormente já foi referido.

Em estudos ambientais pode ser necessário fazer uma amostragem repetida da acumulação de metais porque alterações na corrente da água, no conteúdo em nutrientes podem alterar a composição metálica das algas (FLEGAL *et al.* 1993 *in* GENTER 1996). A análise química da água, por si só, pode não ser suficiente em estudos de avaliação de impacto ambiental porque as algas podem fazer diminuir as concentrações de metais dissolvidos a níveis muito baixos. Portanto, a medição da composição química inorgânica dos organismos deve fazer parte da avaliação ambiental (GENTER 1996).

3.4.2. Análise multivariada

A matriz de dados disponível e os resultados da Tabela 3.4. não permitiram confirmar a análise interpretativa no que diz respeito aos elementos químicos que apresentaram maior ou menor percentagem. Os desvios padrão referentes a cada elemento analisado foram grandes e como tal os valores das médias não são fiáveis. Apenas o Si apresentou um desvio aceitável. Em relação aos restantes elementos cada espécime apresentou as suas características próprias com valores de percentagem de cada elemento variáveis de indivíduo para indivíduo.

A ACPN permitiu, através do primeiro eixo, separar dois grupos de diatomáceas. Um grupo associado ao Si (lado positivo do eixo) que inclui sobretudo, FULN e PGIB e um outro grupo associado fundamentalmente ao Na e S mas também ao Ca, Cl, K e Mg (lado negativo do eixo) incluindo principalmente algumas espécies do género *Nitzschia* nomeadamente NPAL, NPÁE e NREC.

O primeiro grupo de diatomáceas revelou percentagens mais elevadas de Si (elemento principal da frústula) relativamente ao Na, S, Ca, Cl, K e Mg (elementos existentes na matéria orgânica celular) enquanto o segundo grupo apresentou menores percentagens de Si relativamente a Na, S, Ca, Cl, K e Mg (quando comparadas com o primeiro grupo de diatomáceas). O primeiro eixo parece, portanto, separar as diatomáceas fortemente silicificadas (1º grupo) das mais fracamente silicificadas (2º grupo). Algumas espécies apresentaram características de silicificação intermédias entre o primeiro e o segundo grupo de diatomáceas (GPAR, AMIN, MVAR e NMIN) havendo indivíduos presentes quer do lado positivo, quer do lado negativo do primeiro eixo. Deste grupo intermédio de espécies GPAR e AMIN apresentaram um maior número de indivíduos do lado positivo, ou seja, do grupo de diatomáceas mais silicificadas, MVAR estava praticamente no meio da escala de silicificação definida.

3.4.3. Análise de correlação

Dando especial relevo aos metais de transição, pois pelas suas características de persistência indefinida na natureza (WAITE 1984) poderão constituir uma importante fonte de poluição, pode verificar-se que há algumas espécies (11) cujos conteúdos nesses metais estavam correlacionados com as concentrações dos mesmos nas águas.

É possível verificar ainda, que a presença de alguns metais de transição em algumas espécies de diatomáceas estava correlacionada com a concentração quer do metal dissolvido quer do metal total na água (Tabela 3.7.). KELLY & WHITTON (1989) compararam os coeficientes de regressão obtidos usando as concentrações dos metais dissolvidos e as concentrações em algumas plantas com os coeficientes de regressão obtidos a partir das concentrações dos metais totais na água e as concentrações nessas mesmas plantas. Concluíram que não havia diferença entre a acumulação de metais nas plantas e a concentração desses metais na água quer na sua forma dissolvida, quer na sua forma total.

No presente estudo em qualquer uma das situações em que as correlações são significantes ($P < 0,05$), nunca se observou uma relação perfeitamente linear quer quando se considerou o metal dissolvido, quer quando se considerou o metal total.

Na Figura 3.12. foram representadas as percentagens dos metais nas diatomáceas em função dos metais dissolvidos na água apesar de se ter verificado, por vezes, correlações significantes com a concentração do metal total na água, porque é geralmente aceite que a toxicidade dos metais é proporcional ao ião dissolvido e não à concentração total do metal, uma vez que as formas complexadas não são em geral incorporadas (SUNDA & GUILLARD 1976, FISHER & FROOD 1980, EICHENBERGER 1986). TESSIER *et al.* (1994) também refere que é a concentração do ião livre do metal que influencia, entre outros, a acumulação, toxicidade e nutrição, independentemente da distribuição do metal por várias formas

complexas na solução. Pelo contrário, PAGENKOPF (1986) refere que a toxicidade dos metais está dependente da sua especiação e que a presença de material adsorvente e complexante, em águas naturais, torna extremamente difícil a correlação entre o metal total e as formas tóxicas. Estudos efectuados com o Cu revelaram que este metal complexado está biologicamente disponível contribuindo para a toxicidade deste metal (TUBBING *et al.* 1994). STAUBER & FLORENCE (1987) concluíram que complexos lipídicos de Cu são mais tóxicos do que outras formas químicas incluindo a forma iónica.

Como consequência do exposto, considera-se que os estudos de campo devem ser detalhados no que se refere à especiação dos metais. No presente trabalho a determinação dos metais nas águas não foi tão pormenorizado pelo que não se sabe quais as formas químicas presentes.

Também nestes casos (Figura 3.12.) os resultados obtidos não permitiram estabelecer relações lineares entre a concentração de metal na água e a sua percentagem nas diatomáceas, nem permitiram estabelecer qualquer padrão regular de variação da acumulação dos metais nas espécies analisadas. Neste contexto, WOOD (1984) acha importante reconhecer que as células vivas não estão em equilíbrio com o seu meio ambiente externo, sendo necessário fazer um estudo cinético ao transporte de iões metálicos, à ligação dos metais às células, à sua toxicidade, à sua resistência à toxicidade, etc.. Afirma também que a acumulação de um metal vestigial pelas células depende da sua actividade metabólica (canais energio-dependentes, gradientes de pH, diferenças nos potenciais redox) e, por isso, não constitui um processo linear.

É necessário ser-se cauteloso na interpretação dos resultados de acumulação não sendo correcto extrapolar as variações aqui registadas para outras situações. Por um lado, estes resultados são por vezes provenientes (em algumas situações e para algumas concentrações na água) da microanálise de um único espécime (ANEXO 4). É exemplo a análise de um único

indivíduo do taxon ALAN em 20.05.92 e também em 24.03.93. Os resultados obtidos a partir da micronanálise de um reduzido número de espécimes necessitam de confirmação. Por outro lado, estes padrões de variação de metais nas células ocorreram para as concentrações de metais registadas nas águas (Tabela 3.8. e Figuras 3.3. a 3.12.) e, por isso, não se sabe qual seria o comportamento das mesmas espécies quando sujeitas a concentrações metálicas diferentes. TAKAMURA *et al.* (1990) afirmam que a influência de um metal sobre as espécies algais difere entre os locais e, por isso, não é possível generalizar.

Poder-se-ão procurar explicações na metodologia de amostragem e de análise aplicada, para o facto de não ter sido possível definir padrões regulares de variação da acumulação de alguns metais em algumas espécies de diatomáceas. A recolha de amostras de diatomáceas para efeitos de análise em MEV-EDS, foi feita para cada espécie, em diferentes locais e diferentes datas, com o objectivo de abarcar diferentes concentrações de metais nas águas e observar o seu efeito nessas espécies. Contudo, é preciso não esquecer que a disponibilidade dos metais num meio aquático apresenta muitas condicionantes, sobretudo, quanto à concentração de matéria orgânica e de quelantes naturais que tornam menos tóxicos os metais presentes (ROSKO & RACHLIN 1975, SUNDA & GUILLARD 1976, MOREL *et al.* 1978, FISHER & FROOD 1980, VYMAZAL 1984, THOMPSON & CÔTÉ 1985, YUDUAN *et al.* 1987, GENSEMER *et al.* 1993, TUBBING *et al.* 1994). A presença simultânea de diferentes metais também pode interferir na toxicidade individual (STAUBER & FLORENCE 1985a, 1985b, 1987, MALLICK & RAI 1989, JINDAL & VERMA 1991). A mistura de metais pode comportar-se de forma aditiva (quando a função biológica analisada diminui de uma forma aditiva simples), sinérgica (a diminuição da função biológica é maior do que a soma dos efeitos individuais dos metais) ou antagónica (a diminuição da função biológica é menor do que a soma dos efeitos individuais dos metais) e estes comportamentos dependem de inúmeros factores, tais como a concentração do metal, a natureza dos metais presentes, as

espécies e estirpes presentes, a duração da exposição e as condições físicas e químicas da água (GENTER 1996). As algas em geral possuem a capacidade de excretar substâncias orgânicas complexantes que permitem regular as concentrações de metais no seu meio ambiente (GÄCHTER *et al.* 1978 in EICHENBERGER 1986, VAN DEN BERG *et al.* 1979, THOMPSON & CÔTÉ 1985). Vários autores referem que os iões de cálcio diminuem os efeitos tóxicos de diversos metais pesados quer indirectamente pela diminuição da acidez do meio, quer directamente actuando como antagonista (PAGENKOPF 1986, RENGEL 1992). O pH do meio condiciona a sua toxicidade (PETERSEN *et al.* 1984). Os metais tornam-se bastante mais tóxicos à medida que o pH decresce devido ao aumento das concentrações das formas químicas mais tóxicas (SUNDA & GUILLARD 1976, GENSEMER *et al.* 1993). Contudo, a resposta ao pH é complexa, e uma diminuição do pH nem sempre conduz a um aumento de toxicidade (DE FILIPPIS & PALLAGHY 1994, GENTER 1996).

Deste modo, dois meios aquáticos diferentes mas com concentrações semelhantes de um metal podem apresentar toxicidades completamente diferentes e em consequência induzir acumulações também diferentes, porque a bioacumulação de um metal é normalmente o primeiro passo para respostas tais como alterações na taxa de crescimento, inibição fotossintética, etc. (TESSIER *et al.* 1994, GENTER 1996). Este problema da acumulação deve, por isso, ser abordado com precaução nos meios naturais sendo aconselhável a análise de cada local para estudos dos efeitos ambientais dos metais (GENTER 1996) e comparar com os resultados no laboratório onde é possível controlar um maior número de factores.

O método de análise aplicado (MEV-EDS), apesar de dispendioso, era na altura o disponível para atingir os objectivos pretendidos, no entanto, apresenta algumas limitações que podem condicionar seriamente a análise de material biológico não homogéneo quando se pretende semiquantificar elementos químicos que se encontram presentes em quantidades muito pequenas, como é o caso dos metais analisados. Com a sua utilização foi possível a

detecção dos metais nas células diatomológicas, mas os resultados obtidos não permitiram a aplicação de alguns métodos estatísticos considerados adequados ao seu tratamento (ANEXO 4).

Apesar de não se poder retirar conclusões definitivas deste estudo, pôde verificar-se que algumas espécies demonstraram capacidade de acumulação de alguns metais. Futuros estudos, em meios naturais, aplicando o método de MEV-EDS, devem procurar incidir sobre um menor número de espécies sujeitas a uma maior variedade de concentrações de metais na água, para tornar possível a análise de um maior número de espécimes por espécie para permitir estudos matemáticos adequados. Não deve esquecer-se que estes estudos exigem que a química das águas seja estudada o mais pormenorizadamente possível.

**CAPÍTULO 4. CULTURA DE DIATOMÁCEAS E TESTES
DE TOXICIDADE**

"There is, unquestionably, scientific justification for using living material to detect toxicity since no instrument devised by man will do so. Therefore bioassays are superior to predictions made on the basis of chemical/physical measurements alone or assumptions of no harm based on the quality of the technology of the waste treatment system" (CAIRNS Jr. & PRATT 1989).

4.1. INTRODUÇÃO

4.1.1. A Cultura de diatomáceas

Há mais de um século que as diatomáceas são cultivadas em laboratório (EPPLEY 1977). PRINGSHEIM (1946) cita diversos antecessores no que respeita à cultura de diatomáceas e de algas em geral, tais como, FAMINTZIN (1871), MIQUEL (1890), MOLISCH (1895, 1896), KLEBS (1896), BENECKE (1898), CHODAT (início do século XX), KÜSTER (1907), etc.. As algas adquirem os nutrientes necessários ao seu desenvolvimento das substâncias químicas dissolvidas na água. O crescimento de algas em geral e de diatomáceas em particular, em culturas laboratoriais, depende muito da composição química do meio de cultura usado (KAYSER 1977). MOLISCH e BENECKE (*in* PRINGSHEIM 1946) verificaram a semelhança entre as necessidades de macronutrientes (C, H, O, N, P, K, S, Na, Mg, Ca) nas culturas de algas unicelulares e nas plantas superiores. A necessidade de silício, na cultura de diatomáceas, foi desde cedo reconhecida (RICHTER 1905 *in* EPPLEY 1977) e verifica-se que a divisão celular cessa em meios de cultura onde o ácido silícico falta. Foi demonstrado, para diversas espécies de diatomáceas, a necessidade de boro na cultura (EPPLEY 1977). As algas em geral necessitam ainda de alguns micronutrientes tais como Fe, Cu, Zn, Mn, V, Co, etc. (DE FILIPPIS & PALLAGHY 1994). Estes micronutrientes apresentam habitualmente uma gama óptima de concentrações muito estreita.

Saber se um elemento é essencial ou não ao crescimento algal é, por vezes, muito complicado devido às baixas concentrações requeridas e à contaminação do material de vidro e dos reagentes químicos usados. Mesmo tomando os cuidados necessários para a utilização de material não contaminado, por vezes, os organismos em teste contêm reservas suficientes de micronutrientes para assegurar um crescimento significativo sendo difícil detectar a necessidade de um nutriente (EICHENBERGER 1986).

Enquanto algumas espécies de diatomáceas são fáceis de cultivar há outras que parecem ter necessidades muito específicas sendo difíceis de manter em cultura e outras diminuem rapidamente de tamanho ao dividirem-se porque não produzem auxósporos, não restabelecem o seu tamanho original e as culturas acabam por desaparecer. Este será, provavelmente, o motivo principal para a existência de muito poucas espécies de diatomáceas nas culturas de algas (ROUND *et al.* 1992).

Embora seja possível a obtenção de culturas axénicas de diatomáceas, mediante aplicação de antibióticos aos meios de cultura, há algumas diatomáceas que não sobrevivem em culturas estéreis porque necessitam de substâncias produzidas pelas bactérias (ROUND *et al.* 1992).

A importância das culturas como ferramentas experimentais, a vários níveis, é hoje em dia inquestionável. Inicialmente, as diatomáceas provenientes de culturas serviram como alimento a larvas de invertebrados marinhos. Foi também, posteriormente, reconhecida a importância das culturas mono-algais na resolução de questões taxonómicas e morfológicas. Mais recentemente as culturas algais têm servido para verificar experimentalmente conceitos como o da eutrofização. As culturas de diatomáceas não tem sido dada tanta importância como às de algas verdes, como por exemplo de *Chlorella*, utilizada em estudos de diversos fenómenos bioquímicos. No entanto, são as diatomáceas que mais frequentemente do que *Chlorella* estão entre as espécies ecologicamente significativas nos meios aquáticos. É, por

isso, importante para estudos de poluição e outros, que se conheça cada vez mais a autoecologia de espécies ecologicamente importantes e os efeitos da competição entre espécies através de culturas mistas (EPPLEY 1977).

4.1.2. Testes de toxicidade

Os bio-ensaios são largamente utilizados em biologia para testar efeitos de novas drogas, acção de iões metálicos em ecossistemas aquáticos e o reconhecimento dos elementos químicos que limitam a produção primária. Apesar destes testes serem diferentes uns dos outros há alguns aspectos comuns a todos eles:

- todos utilizam um organismo que é relativamente vulgar ambientalmente ou que pode ser cultivado facilmente e sem grandes despesas no laboratório. Desta forma animais como ratos brancos, coelhos, peixes, dáfias têm sido largamente usados em testes de toxicidade (RAWLENCE 1988, LEWIS 1993). O uso de algas em testes de toxicidade laboratoriais são menos frequentes do que a utilização de animais (LEWIS 1993), e o seu emprego verifica-se, sobretudo, em testes de qualidade da água (RAWLENCE 1988);
- as características fisiológicas dos organismos-teste devem ser bem definidas;
- os resultados dos testes são registados em termos de um pequeno número de respostas fundamentais. O crescimento, é o parâmetro mais largamente medido;
- para facilitar a comparação de resultados entre laboratórios, a maioria dos testes são levados a cabo em condições laboratoriais definidas. Deste modo, através da aplicação de testes estatísticos simples é relativamente fácil determinar quais os resultados que diferem significativamente do controlo (RAWLENCE 1988).

As plantas aquáticas e as algas tem sido consideradas menos sensíveis do que os animais aquáticos a produtos químicos. Esta opinião continua a persistir (LEWIS 1993). É, no entanto, óbvio, baseado em evidências científicas correntes, que a sensibilidade dos animais e das

plantas a substâncias químicas varia consoante os produtos químicos em estudo e consoante as espécies. Para se poder proceder a uma avaliação correcta dos efeitos tóxicos de várias substâncias no meio aquático, que é muito complexo, devem medir-se esses efeitos em componentes importantes dos ecossistemas. A comunidade algal sendo ubíqua, distribui-se por águas doces e salgadas, e representa a base das teias alimentares sendo, por isso, uma componente crucial nos ecossistemas (RACHLIN *et al.* 1983, RHEE 1989, CAPELO *et al.* 1993, DE FILIPPIS & PALLAGHY 1994) porque a inibição do crescimento e normal funcionamento das algas afecta o bem estar das restantes comunidades aquáticas (WONG *et al.* 1978, SAMSON & POPOVIC 1988, MALLICK & RAI 1989, LANDIS & YÜ 1995). De acordo com DE FILIPPIS e PALLAGHY (1994) os testes de toxicidade com algas são adequados para estudos de poluição pois as algas apresentam um crescimento rápido e a resposta aos poluentes pode ser medida de diferentes modos, como por exemplo: através do crescimento, da morfologia, da fisiologia, etc..

Os testes de toxicidade com algas de água doce tem sido efectuados desde o início do século (MOUNT 1995), no entanto, só a partir da década de 60 é que se começou a utilizar uma metodologia normalizada (LEWIS 1993). Esta metodologia tem sofrido sucessivos aperfeiçoamentos por diversas organizações internacionais (*American Public Health Association - APHA, American Society for Testing and Materials - ASTM, International Organization for Standardization - ISO e Organization for Economic Cooperation and Development - OECD*).

Apesar da existência de inúmeras variantes nos testes de toxicidade, vulgarmente determina-se o efeito tóxico de uma ou mais substâncias químicas sobre uma população algal em crescimento exponencial num meio de cultura enriquecido, durante três ou quatro dias (LEWIS 1993).

Os testes de toxicidade podem ser classificados pelo período de exposição relativamente ao tempo de vida do organismo em teste e à complexidade da comunidade biológica (LANDIS & YU, 1995). Testes de toxicidade agudos cobrem um curto período do ciclo de vida de um organismo. Os testes de toxicidade crónicos e subletais decorrem durante um período significativo do ciclo de vida do organismo. Os testes de três ou quatro dias com algas são crónicos porque a taxa de crescimento em meio enriquecido é rápida (LEWIS, 1993).

Os testes de toxicidade podem ser de três tipos:

- testes de campo usando sacos de diálise e outros (WILLIAMS & MOUNT 1965, EIDE *et al.* 1979, GENTER *et al.* 1987);
- culturas estáticas em frasco ou outros recipientes de teste (ROSKO & RACHLIN 1975, BUTTON & HOSTETTER 1977, FISHER & FROOD 1980, SICKO-GOAD 1982, BEDNARZ 1985, PETTERSSON *et al.* 1986, LAZINSKY & SICKO-GOAD 1990, METAXAS & LEWIS 1991, CAPELO *et al.* 1993, VERMA *et al.* 1993);
- culturas contínuas com sistemas de renovação de nutrientes (VYMAZAL 1984, RHEE 1989, NIEDERLEHNER & CAIRNS Jr. 1990).

Existem inúmeras formas de medir as respostas das algas a produtos tóxicos:

- número de células - contagem directa do número de células (FUJITA & HASHIZUME 1975, HOLLIBAUGH *et al.* 1980, LEE *et al.* 1991, METAXAS & LEWIS 1991);
- determinação do volume celular (SMITH 1983); determinação da densidade óptica (MIERLE & STOKES 1976, MALLICK & RAI 1989, LEE *et al.* 1991);
- clorofila - fluorescência dos extratos (KAYSER 1977, HOLLIBAUGH *et al.* 1980, SAMSON & POPOVIC 1988); quantidade de clorofila *a* (MOREL *et al.* 1978, HOLLIBAUGH *et al.* 1980);

- fotossíntese - fixação de $^{14}\text{CO}_2$ (MALLICK & RAI 1989) ou outras formas de carbono (TUBBING *et al.* 1994);
- ATP ou variações energéticas (STAUBER & FLORENCE 1987, MALLICK & RAI 1989, VERMA *et al.* 1993);
- peso fresco ou seco (FUJITA & HASHIZUME 1975, FISHER & FROOD 1980, BEDNARZ 1985);
- conteúdo em proteínas ou ácidos nucleicos;
- actividade enzimática (MALLICK & RAI 1989);
- alterações morfológicas e citológicas (SICKO-GOAD 1982, SMITH 1983, LAZINSKY & SICKO-GOAD 1990).

Os efeitos tóxicos têm sido divulgados principalmente pela concentração sem efeito observável - CSEO - a concentração mais elevada da substância ensaiada que não provoca redução significativa no crescimento da espécie ensaiada relativamente ao controlo; e pela concentração efectiva - CE_{50} - a concentração da substância ensaiada que provoca uma redução de 50% no crescimento relativamente ao controlo (CAIRNS, Jr. 1992). Os testes de toxicidade com uma única espécie constituem o melhor meio para medir parâmetros como o crescimento e o sucesso reprodutivo, entre outros, no entanto, são inadequados para fazer previsões nos sistemas naturais (CAIRNS Jr. & NIEDERLEHNER 1987, CAIRNS Jr. & PRATT 1989, CAIRNS Jr. 1992, CAIRNS Jr. 1995). Os testes multi-específicos poderão constituir uma aproximação mais realista às condições do meio natural quanto a previsões dos efeitos tóxicos (CAIRNS Jr. 1992, CAIRNS Jr. *et al.* 1993). Os resultados de testes mono-específicos podem, por isso, ser usados na comparação e ordenação de toxicidades de produtos químicos e na determinação de sensibilidades de diferentes espécies de algas mas não na previsão de impacto ambiental (LEWIS 1993, MOUNT 1995).

As espécies de algas recomendadas para a realização de testes de toxicidade são, entre outras: algumas algas verdes como *Selenastrum capricornutum* Printz (que é uma das espécies mais utilizadas nestes testes), *Scenedesmus subspicatus* Chodat, *Chlorella vulgaris*, algumas algas azuis (*Microcystis aeruginosa* Kützinger, *Anabaena flos-aquae* (Lyng.) Bréb.) e também algumas diatomáceas dos géneros *Cyclotella*, *Navicula* (*N. pelliculosa* Grun., *N. seminulum* Grunow) *Nitzschia* (LEWIS 1993). Embora as algas azuis sejam hoje conhecidas como bactérias o facto é que devido a algumas características comuns com as algas, estes organismos continuam em muitos aspectos a ser tratados e estudados como algas. Quer as algas azuis quer as diatomáceas tem sido raramente utilizadas em testes de toxicidade porque sendo mais difíceis de cultivar, a sua disponibilidade comercial é limitada e o seu crescimento é mais lento. Apesar destes problemas, o seu uso em testes de toxicidade é importante e recomendado vivamente (LEWIS 1993).

4.1.3. Toxicidade de metais

Qualquer metal, essencial ou não, pode tornar-se tóxico quando em elevadas concentrações (LEE *et al.* 1993, DE FILIPPIS & PALLAGHY 1994) mesmo se a sua acção for exercida indirectamente, como por exemplo, na limitação de absorção de outros nutrientes essenciais (MARTIN 1986). A base bioquímica da resistência à toxicidade é complexa envolvendo grande diversidade de reacções ao nível celular e molecular e quando a capacidade de tamponamento nas células é excedida os efeitos tóxicos tornam-se evidentes (WOOD 1984). A toxicidade, num contexto ecológico, refere-se à acção química de substâncias que provocam efeitos a vários níveis:

- alterações morfológicas;
- redução nas taxas de crescimento e de reprodução;
- diminuição da capacidade de competição;

- alterações genéticas.

As causas da toxicidade devem-se à interacção entre metais e proteínas bioactivas e os seus efeitos incluem (EICHENBERGER 1986):

- substituição de um metal essencial do sítio activo por um metal "tóxico";
- ligação a partes essenciais de macromoléculas;
- despolimerização de moléculas biológicas;
- indução de erros na síntese proteica.

Nos organismos aquáticos só o mercúrio é mais tóxico do que o cobre (EICHENBERGER 1986). O Cu é considerado um algicida por excelência (GOERING *et al.* 1977, SORENTINO 1985). ROSKO & RACHLIN (1975) submeteram a diatomácea marinha *Nitzschia closterium* a testes de toxicidade com Cu, Zn, Co e Mn e verificaram que o Cu era o metal mais tóxico. RIZET *et al.* (1977) determinaram que o Cu era mais tóxico que o Zn para *Fragilaria ulna*. FISHER & FROOD (1980) concluíram que o Cu era mais tóxico do que Zn e Cd em quatro espécies de diatomáceas marinhas (*Skeletonema costatum*, *Chaetoceros compressum*, *Nitzschia closterium* e *Asterionella japonica*). Numa experiência com fitoplâncton marinho submetido a uma mistura de dez metais verificou-se, a partir da menor concentração à qual ocorreu uma inibição do crescimento, que o Hg era o metal mais tóxico seguido do Cu e só depois os restantes, entre eles o Zn, Pb e Ni (HOLLIBAUGH *et al.* 1980). SICKO-GOAD (1982) constatou que o Cu era mais tóxico do que o Pb para todas as espécies de algas em geral. BRADY *et al.* (1994) verificaram que em três espécies de algas, não diatomáceas, o crescimento foi mais inibido pelo Cu do que pelo Pb e Cr. De toda a compilação bibliográfica efectuada ressaltou que o Cu foi muito mais investigado do que qualquer outro metal. O Cu exerce alguns efeitos nas funções biológicas das diatomáceas

nomeadamente a inibição da fotossíntese (TAKAMURA *et al.* 1989) e do metabolismo do ácido silícico (GOERING *et al.* 1977, MOREL *et al.* 1978).

A resistência aos metais pode atingir-se por redução da absorção, aumento da excreção ou transformação numa forma inactiva por sequestro ou precipitação. A camada mucilaginosa que habitualmente reveste as diatomáceas também lhes poderá servir como protecção contra metais reduzindo as taxas de difusão nas superfícies celulares (EICHENBERGER 1986). Tem sido sugerido que as algas excretam substâncias complexantes que permitem regular as concentrações de metais pesados no seu ambiente, diminuindo a sua toxicidade (VAN DEN BERG *et al.* 1979, THOMPSON & CÔTÉ 1985). A imobilização de metais pode resultar de depósitos de Ca tanto intracelular como extracelularmente. Os lisossomas também podem compartimentalizar catiões. Possíveis mecanismos de sequestro de metais foram observados sob a forma de inclusões electro-densas em vesículas, sob a forma de corpos multivesiculados e túbulos citoplasmáticos anormais derivados aparentemente do complexo de Golgi (SMITH 1983). Inúmeros trabalhos onde foi detectada a associação de metais tóxicos a corpos polifosfatados em algas, que os imobilizam reduzindo o seu potencial tóxico são referidos por TWISS & NALEWAJKO (1992). Algas cultivadas em meios ricos em fósforo acumulam os metais em grânulos polifosfatados, pelo contrário, células presentes em meios pobres em fósforo apresentam uma reduzida capacidade de acumular esses metais sob forma não tóxica, ficando estes livres para provocar efeitos nocivos intracelularmente (TWISS & NALEWAJKO 1992, VERMA *et al.* 1993). Quando as concentrações celulares de fosfatos diminuem, os grânulos polifosfatados sofrem metabolização o que também acarreta a libertação dos metais acumulados, causando danos (GENTER 1996). Esta técnica de protecção (associação de metais a corpos polifosfatados) permite a acumulação celular de grandes concentrações de metal que podem ser transferidas para o nível trófico seguinte. No entanto, EICHENBERGER (1986) refere que geralmente a bioacumulação de metais não aumenta ao longo das cadeias

alimentares. A aquisição de resistência a metais, por alterações genéticas, está provada para algumas bactérias, algas e fungos (GENTER 1996).

4.2. MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1. Meios de cultura

Foi efectuada uma pesquisa bibliográfica no que respeita a diferentes meios de cultura para algas de água doce e mais especificamente para diatomáceas (CHU 1942, PRINGSHEIM 1946, BRUNEL *et al.* 1949, LEFEVRE 1958, DVORAKOVA & BASLEROVÁ 1972, NICHOLS 1973, BOROWITZKA 1988, WATANABE & SATAKE 1991). Foram ensaiados quatro meios de cultura: meio LCO (LEFEVRE, 1958) modificado, Woods Hole MBL (NICHOLS 1973), meio C₄₃ e CHU 10 modificado (WATANABE & SATAKE 1991). Destes quatro meios o LCO e Woods Hole MBL foram os que permitiram obter maiores densidades celulares. Os testes de toxicidade foram realizados com meio LCO modificado.

Meio de cultura LCO modificado			
Solução de base		(mg l ⁻¹)	
Ca(NO ₃) ₂ 4H ₂ O		40	
KNO ₃		100	
MgSO ₄ 7H ₂ O		30	
K ₂ HPO ₄		40	
Si		4	

Micronutrientes (mg100ml ⁻¹)			
I		II	
CuSO ₄ 5H ₂ O	3	C ₆ H ₅ O ₇ Fe 5H ₂ O	62,5
(NH ₄) ₂ Mo ₇ O ₂₄ 4H ₂ O	1,5	FeSO ₄ 7H ₂ O	62,5
ZnSO ₄ 7H ₂ O	6	FeCl ₃ 6H ₂ O	104,1
CoCl ₂ 6H ₂ O	6		
Mn(NO ₃) ₂ 4H ₂ O	6		
C ₆ H ₈ O ₇ H ₂ O	6		
H ₃ BO ₃	6		

O meio de cultura completo é composto por:

Solução de base	1000 ml
Micronutrientes I	0,5 ml
Micronutrientes II	0,5 ml

Utilizaram-se reagentes de qualidade “pró-análise” e a água de qualidade ultrapura (Barnstead - Nanopure, Ultrapure Water System).

Antes da utilização do meio de cultura, o pH era acertado para um valor de cerca de 6,8 com ácido nítrico, com um medidor de pH (DSPH1) e finalmente autoclavado a 121°C durante cerca de 30 minutos. As soluções eram conservadas na obscuridade a 4°C (ISO/DIS 8692).

4.2.2. Material biológico

A partir de amostras provenientes de algumas campanhas de amostragem efectuadas no rio Cértima, em São João de Azenha (4) e em Requeixo (10) e no rio Largo, ponte do Pano (9) procurou obter-se culturas uni-algais de algumas espécies de diatomáceas. Assim, o material proveniente do campo era inoculado em meio de cultura líquido e em meio agarizado. O isolamento sucessivo das espécies foi feito por repetidas repicagens, sobretudo em placa Petri com meio sólido. Este método de isolamento permitiu o crescimento de colónias individualizadas de espécies. Cada colónia foi depois removida da placa Petri e transferida para meio líquido ou então para nova placa Petri até se obter o isolamento de cada espécie.

Após o isolamento, cada espécie foi transferida para meio líquido contido em recipientes cónicos (Erlenmeyer) para permitir a obtenção de densidades celulares suficientemente grandes para utilização nos testes de toxicidade. Das espécies isoladas seis foram submetidas a testes de toxicidade (ALAN, AMIN, CMEN, NMIN, NNAN e NPAL). Espécies de grandes dimensões tais como FULN, GACU e NLIN, por terem taxas de crescimento mais baixas desenvolveram menores densidades celulares e, por isso, não foram utilizadas nos testes de toxicidade. A espécie EPEC, também disponível no laboratório, forma longas fitas

indissociáveis mesmo quando submetidas a métodos de desagregação por banho de ultrasons no meio de cultura, o que dificulta a sua utilização nestes testes visto ter-se optado por fazer a contagem do número de células para medir as respostas aos produtos tóxicos.

4.2.3. Testes de toxicidade

4.2.3.1. Preparação do material de vidro

Todo o material utilizado nos testes de toxicidade foi sujeito a cuidados especiais no que diz respeito à lavagem e manutenção (CALDEIRA comunicação pessoal, REYNOLDS & HAMILTON-TAYLOR 1992) para não haver problemas de contaminação com substâncias estranhas visto que, como as concentrações das substâncias a ensaiar eram, nalguns casos, extremamente baixas, qualquer contaminação poderia interferir nos resultados.

Método de lavagem do material de vidro:

- o material era lavado com água da torneira e detergente tendo o cuidado de retirar as etiquetas e os escritos a marcador;
- enxaguava-se abundantemente também com água da torneira;
- colocava-se, durante vinte e quatro horas, numa solução a cerca de 3,5% em água destilada de um detergente mais forte - DECON 90 (distribuído por BDH, Inglaterra). O recipiente de plástico inerte da solução de DECON 90 era mantido sempre tapado para evitar a entrada de impurezas;
- terminado este tempo, todo o material era bem enxaguado com água destilada e introduzido noutro recipiente (plástico inerte e tapado) com uma solução de cerca de 4M em HNO_3 , pré-análise, durante vinte e quatro horas;
- após este tempo de permanência no ácido o material era novamente enxaguado com água destilada;

- finalmente era seco em estufa e guardado em sacos de plástico nunca anteriormente utilizados e fechados.

Antes de iniciar os testes de toxicidade o material de vidro era devidamente esterilizado, em estufa, a 160°C durante cerca de duas horas (HENRY 1988).

4.2.3.2. Condições de realização dos testes de toxicidade

Foram realizados testes de toxicidade a sete metais (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb) em seis espécies de diatomáceas (ALAN, AMIN, CMEN, NMIN, NNAN e NPAL), mantidas em câmara de cultura (FORMA SCIENTIFIC - modelo 3740).

O procedimento adoptado na execução dos testes foi baseado no Projecto Norma publicado pela DGQA em 1990 que por sua vez teve como base duas outras normas (ISO/DIS. 8692 e EEC DIRECTIVE 79/831).

Antes de se proceder aos testes propriamente ditos, foi necessário ter o prévio conhecimento das curvas de crescimento para as espécies em análise de modo a determinar o tempo necessário para a espécie atingir o crescimento exponencial, porque o inóculo de diatomáceas para os ensaios deve ser retirado de uma pré-cultura em crescimento exponencial.

a) Preparação do inóculo

As pré-culturas de cinco das espécies foram preparadas sete dias antes do início do ensaio. Para NNAN esse período foi de quatro dias. WONG *et al.* (1978) também obteve crescimento exponencial para *Navicula pelliculosa* ao fim de uma semana.

As condições das pré-culturas foram as mesmas dos ensaios. A concentração celular nas pré-culturas era determinada imediatamente antes de as usar e o volume do inóculo necessário ao ensaio era calculado com base na densidade celular determinada.

b) Escolha das concentrações dos metais a ensaiar

A gama de concentrações dos metais a ensaiar foi determinada através de um ou vários ensaios preliminares, cobrindo concentrações de ensaio de várias ordens de grandeza. Para efectuar os testes de toxicidade foram seleccionadas as concentrações que permitiram obter várias respostas conduzindo a uma inibição do crescimento compreendida entre 10% e 90%.

c) Preparação das culturas de ensaio

Cada teste de toxicidade foi feito em duplicado e por vezes repetido.

Os ensaios decorreram em (recipientes cónicos) Erlenmeyer de 100 ml de volume.

Cada ensaio era constituído pelos dois controlos e dois conjuntos de seis diferentes concentrações do metal a ensaiar. O volume total era de 100 ml para todos os recipientes. Cada recipiente continha meio de cultura, inóculo e o metal a ensaiar na devida concentração. O controlo não continha o metal em ensaio. A quantidade de inóculo introduzida em cada recipiente era calculado por forma a que a densidade celular inicial da solução de ensaio fosse cerca de 10^4 células ml^{-1} (DGQA 1990).

d) Incubação

A luz, temperatura e pH devem ser controlados durante o decurso dos testes porque podem afectar o crescimento algal e os resultados dos ensaios (LEWIS 1993). Os testes decorreram sob condições de luz branca (lâmpadas SYLVANIA - Standard F18W/154 - Daylight) com intensidade de cerca de $40 \mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ (medidor de intensidade luminosa - LI-189). A temperatura a que decorreram os testes foi de cerca de 20°C (BUTTON & HOSTETTER 1977, WONG *et al.* 1978, RACHLIN *et al.* 1983) sob um ciclo de 12 horas luz:12 horas escuridão (STAUBER & FLORENCE 1985b, TAKAMURA *et al.* 1989). A distância da fonte luminosa aos recipientes de ensaio era de cerca de 35 cm. O pH foi acertado

a 6,8 com HNO_3 antes de cada ensaio e foi mantido um pouco abaixo da neutralidade para garantir a solubilidade dos metais na água (GENSEMER *et al.* 1993, LEE *et al.* 1993) visto que poderia ocorrer a precipitação para pH mais elevados. Por outro lado, também é do conhecimento comum que o pH vai aumentando, de um modo geral, com o decorrer da experiência, sobretudo, devido ao consumo de CO_2 (SUNDA & GUILLARD 1976) pelo que é conveniente não começar o teste com um pH muito elevado. O pH foi sempre medido no início e no final de cada teste para verificar que não tinha variado mais do que 1,5 unidades durante o ensaio de acordo com a recomendação do protocolo da DGQA (1990).

Cada teste teve a duração de 96 horas de acordo com o proposto por diferentes autores (ROSKO & RACHLIN 1975, RACHLIN *et al.* 1983, FRENCH & EVANS 1988, STAUBER & FLORENCE 1989).

e) Medições

No final do período de incubação foi determinada a densidade celular em todos os recipientes por contagem celular, em câmara de contagem, num microscópio invertido (Leitz LABOVERT FS) com objectiva 40x. Apesar de serem relativamente numerosos os métodos disponíveis para medição do crescimento nas culturas, a determinação do número de células pareceu ser o mais rigoroso e sensível (BERLAND *et al.* 1977, STEPAN-SARKISSIAN & GREY 1990).

Antes de retirar um determinado volume de cada recipiente, para contagem celular, estes eram sujeitos, durante cerca de cinco minutos, a um banho ultrassónico (SONOREX-Bandelin Super RK 102 H) para libertar os agregados celulares dos recipientes, para desagregar as colónias e para homogeneizar as culturas. Este procedimento era imprescindível nos casos de ALAN, AMIN, NMIN, NNA e NPAL porque estas espécies perifíticas formam um tapete de tonalidade acastanhada que adere aos recipientes.

4.2.4. Tratamento matemático dos dados dos testes de toxicidade

Com os dados obtidos nos testes de toxicidade foram calculados os valores de CE_{50} pelo método da regressão linear (FISHER *et al.* 1984, TAKAMURA *et al.* 1990). A significância estatística da regressão foi testada pelo teste F (F = a razão entre o quadrado da média da regressão e o quadrado da média dos resíduos). Foi também efectuada uma análise dos resíduos que segundo NETER *et al.* (1985) é um meio muito útil de examinar a aptidão de um modelo, neste caso da regressão linear.

4.2.5. Microanálise por MEV-EDS

4.2.5.1. Preparação das diatomáceas

Em cada ensaio de toxicidade e após contagem celular, foram seleccionados quatro recipientes contendo respectivamente um controlo do teste, as concentrações mais próximas do CE_{50} e uma concentração relativamente superior onde a densidade celular fosse ainda elevada.

A população de cada recipiente era concentrada por centrifugação e lavada três vezes com água ultrapura, também por centrifugação. O concentrado celular era colocado sobre um suporte de alumínio revestido por grafite e seco à temperatura ambiente, tendo-se adoptado o mesmo procedimento que foi utilizado na preparação das diatomáceas provenientes do campo.

4.2.5.2. Análise das diatomáceas

Para a microanálise por MEV-EDS do concentrado das diatomáceas de cultura seleccionaram-se as mesmas condições com que se efectuou a microanálise para as diatomáceas de campo (Capítulo 3 - 3.2.3.) para se poderem comparar os resultados.

4.2.5.3. Tratamento matemático dos dados

Efectuou-se uma análise de correlação entre as concentrações, expressas em mg l^{-1} , dos metais testados e o conteúdo desses mesmos metais nas diatomáceas em percentagens, para $P < 0,05$.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. Curvas de crescimento

Apesar de cada espécie exibir uma curva de crescimento característica diferente das outras espécies, foi possível verificar que todas elas apresentaram o mesmo perfil de crescimento o qual é característico de qualquer microorganismo. Há uma fase inicial de fraco crescimento (fase lag) seguida de outra fase de rápida divisão celular (fase log ou exponencial) que dependendo das espécies e do regime de nutrientes podem variar de duração. No entanto, na maioria dos casos, a fase exponencial é curta seguindo-se uma fase em que há estabilização e posterior declínio da taxa de crescimento (fase linear e/ou de desaceleração).

A observação da Figura 4.1. permite concluir que ao fim de cerca de uma semana as espécies ALAN, AMIN, CMEN, NMIN e NPAL estavam em pleno crescimento exponencial. Será, portanto, o momento indicado para retirar inóculo para efectuar os testes de toxicidade. Em contraste, a espécie NNAN, para a qual se obteve menor densidade celular, atingiu o crescimento exponencial mais rapidamente. Por tal motivo, foi preparado o inóculo quatro dias antes do início dos ensaios.

A fase de desaceleração do crescimento teve início ao fim de 10, 9, 8 e 9 dias para ALAN, AMIN, NMIN e NPAL, respectivamente. A espécie CMEN atingiu essa fase por volta do décimo segundo dia de crescimento. A espécie NNAN começou a diminuir o crescimento logo após o quarto dia, mantendo-se aproximadamente estável até ao décimo quarto dia.

Apresentam-se, no final deste capítulo, microfotografias em microscopia electrónica de varrimento (MEV) representativas das seis espécies sujeitas a testes de toxicidade (Estampas 4.1. e 4.2.).

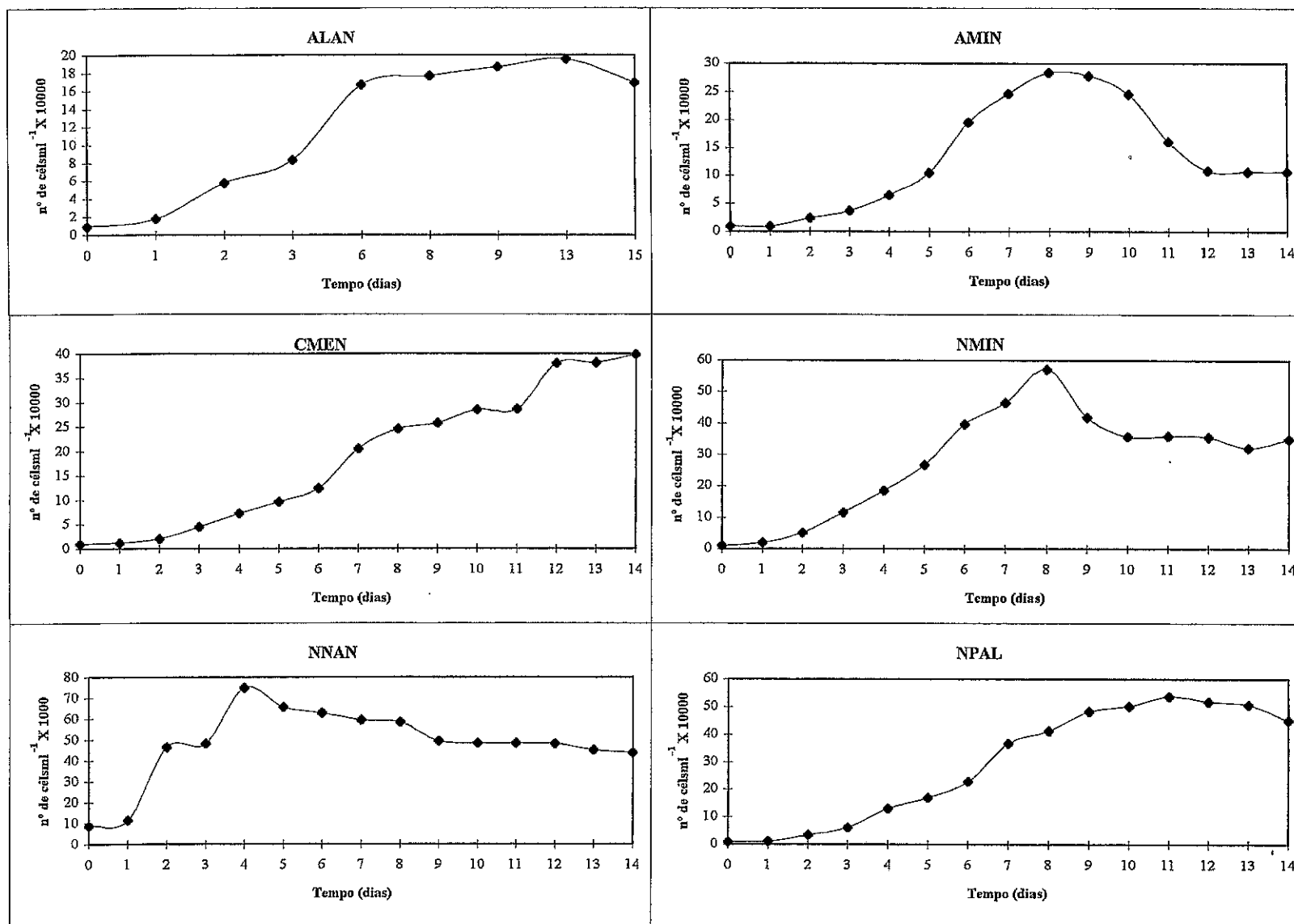


Figura 4.1. Curvas de crescimento de 6 espécies de diatomáceas, em meio de cultura LCO + Si (4mg l⁻¹).

4.3.2. Concentração efectiva (CE₅₀)

A concentração efectiva ou a concentração que provoca uma redução de 50% no crescimento em relação ao controlo, das espécies em estudo, variou consoante a espécie e consoante o metal (Tabela 4.1.). A espécie ALAN foi a que apresentou a maior sensibilidade a quatro metais (Ni, Cu, Zn e Pb); NNAN apresentou a maior sensibilidade ao Fe enquanto NPAL apresentou a maior sensibilidade ao Al e Mn. A espécie NNAN apresentou os maiores valores de CE₅₀ para Ni e Pb (Figura 4.2.). A espécie NMIN apresentou a menor sensibilidade a Al, Mn, Fe e Cu. A espécie menos sensível ao Zn foi AMIN que apresentou um valor de CE₅₀ semelhante ao valor registado para o Mn.

O Cu foi sem dúvida o mais tóxico dos sete metais para as seis espécies em estudo. Os valores de CE₅₀, para o Cu, variaram entre 4 µg l⁻¹ para ALAN (regressão linear não significativa para P<0,05) e 32 µg l⁻¹ para NMIN (Figura 4.2.). O Pb revelou-se o metal menos tóxico dos sete em ensaio apresentando valores de CE₅₀ que variaram entre 5,94 mg l⁻¹ para ALAN e 14,92 mg l⁻¹ para NNAN (Figura 4.2. e 4.3.). A toxicidade dos restantes metais variou consoante a espécie em estudo, no entanto, foi possível constatar, estabelecendo uma escala decrescente de toxicidade, que geralmente o Ni foi o segundo metal em toxicidade; o Zn o terceiro seguindo-se o Al, Fe, Mn e finalmente o Pb como o menos tóxico dos metais em análise (Tabela 4.1.).

Para ALAN a toxicidade do Al, Mn e do Fe foi muito semelhante e bastante menor do que a do Cu, Ni e Zn (Figura 4.3.).

Na espécie AMIN as toxicidades do Zn e do Mn foram semelhantes e maiores do que a toxicidade do Al e do Fe que também foram semelhantes entre si (Figura 4.3.).

O padrão de variação da toxicidade dos sete metais em CMEN e NMIN foi semelhante entre si embora a segunda espécie fosse menos sensível (Figura 4.3.).

Para NNAN destacou-se o facto do Fe ter sido bastante mais tóxico do que para as restantes. Para esta espécie a toxicidade do Fe aproximou-se da dos três metais mais tóxicos - Cu, Ni e Zn - (Figura 4.3.).

Para a espécie NPAL verificou-se que a toxicidade do Al e Fe foi semelhante e apresentou valores de CE_{50} muito próximos (Figura 4.3.):

Tabela 4.1. Valores de CE_{50} , (em $mg\ l^{-1}$) determinados por regressão linear para os metais e às espécies submetidas a ensaios de toxicidade. Os valores assinalados com * não são estatisticamente significantes para $P < 0,05$. Entre parentesis estão registados os valores de F seguidos da sua significância estatística.

	ALAN	AMIN	CMEN	NMIN	NNAN	NPAL
Al	2,45 (11,470; 0,02)	2,08 (93,453; 0,00)	2,09 (14,509; 0,03)	2,98 (16,209; 0,03)	2,92 (7,249; 0,04)	1,80 (10,656; 0,04)
Mn	2,44 (49,811; 0,00)	1,14 (22,148; 0,04)	6,39 (43,546; 0,00)	13,58 (30,701; 0,00)	4,25 (11,112; 0,04)	0,92 (14,199; 0,02)
Fe	2,34 (425,098; 0,00)	2,10 (133,114; 0,00)	3,83 (58,747; 0,00)	6,65 (49,442; 0,00)	0,96 (29,788; 0,00)	1,81 (31,602; 0,01)
Ni	0,10 (27,780; 0,00)	0,11 (85,796; 0,00)	0,15 (19,609; 0,02)	0,13* (10,147; 0,09)	0,61 (53,773; 0,00)	0,15 (10,284; 0,02)
Cu	0,004* (4,063; 0,10)	0,013 (229,258; 0,00)	0,004 (52,724; 0,02)	0,032 (123,268; 0,01)	0,008 (8,582; 0,03)	0,005* (9,930; 0,05)
Zn	0,34 (11,643; 0,02)	1,18 (26,666; 0,01)	0,39 (14,509; 0,03)	0,90 (85,454; 0,00)	0,48 (38,334; 0,00)	0,41 (33,446; 0,00)
Pb	5,94 (45,378; 0,00)	6,28 (40,311; 0,00)	8,40 (132,679; 0,00)	14,37* (3,405; 0,16)	14,92 (38,334; 0,00)	10,10 (45,235; 0,00)

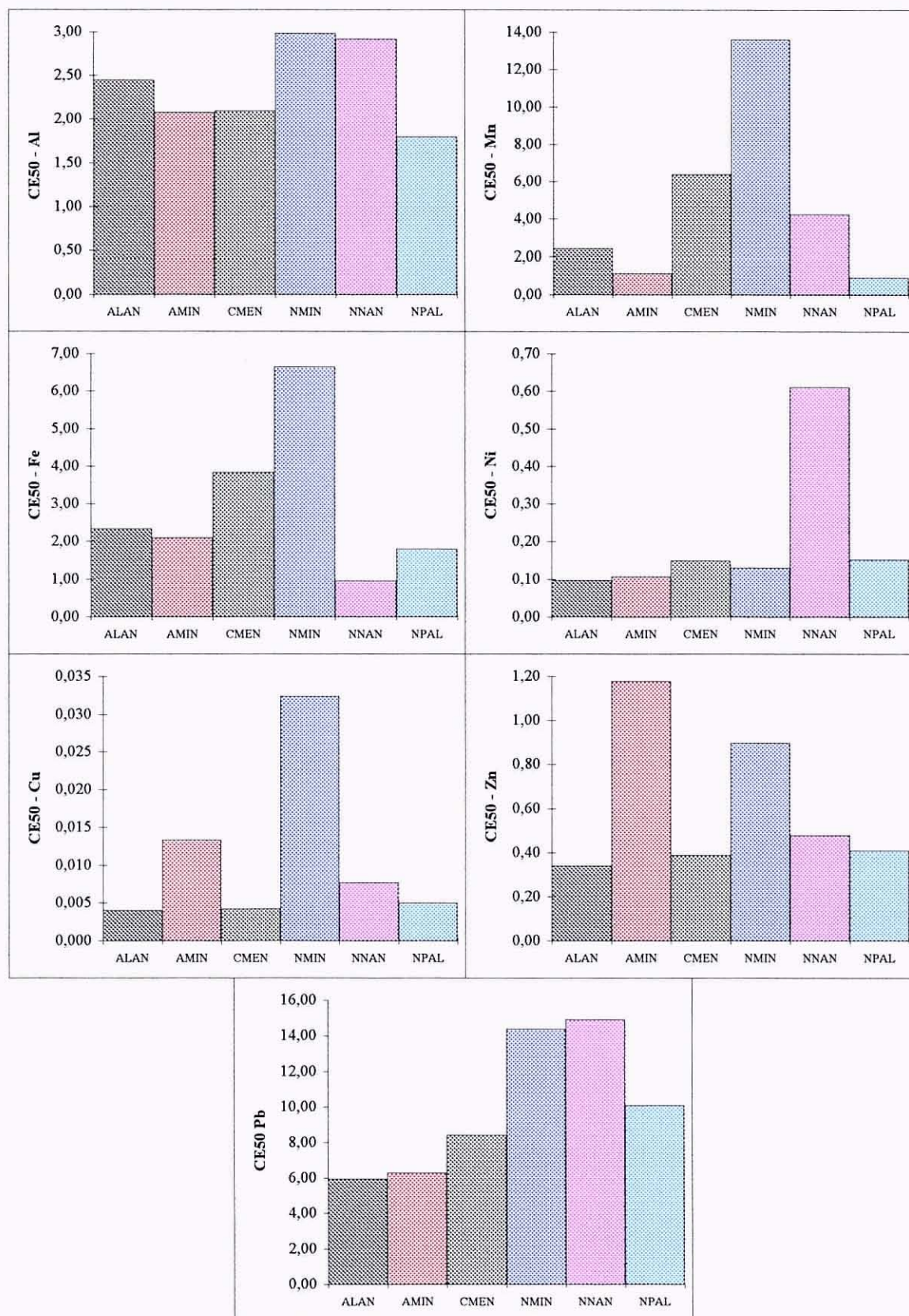


Figura 4.2. Valores de CE50 (em mg l^{-1}) de cada metal nas 6 espécies estudadas.

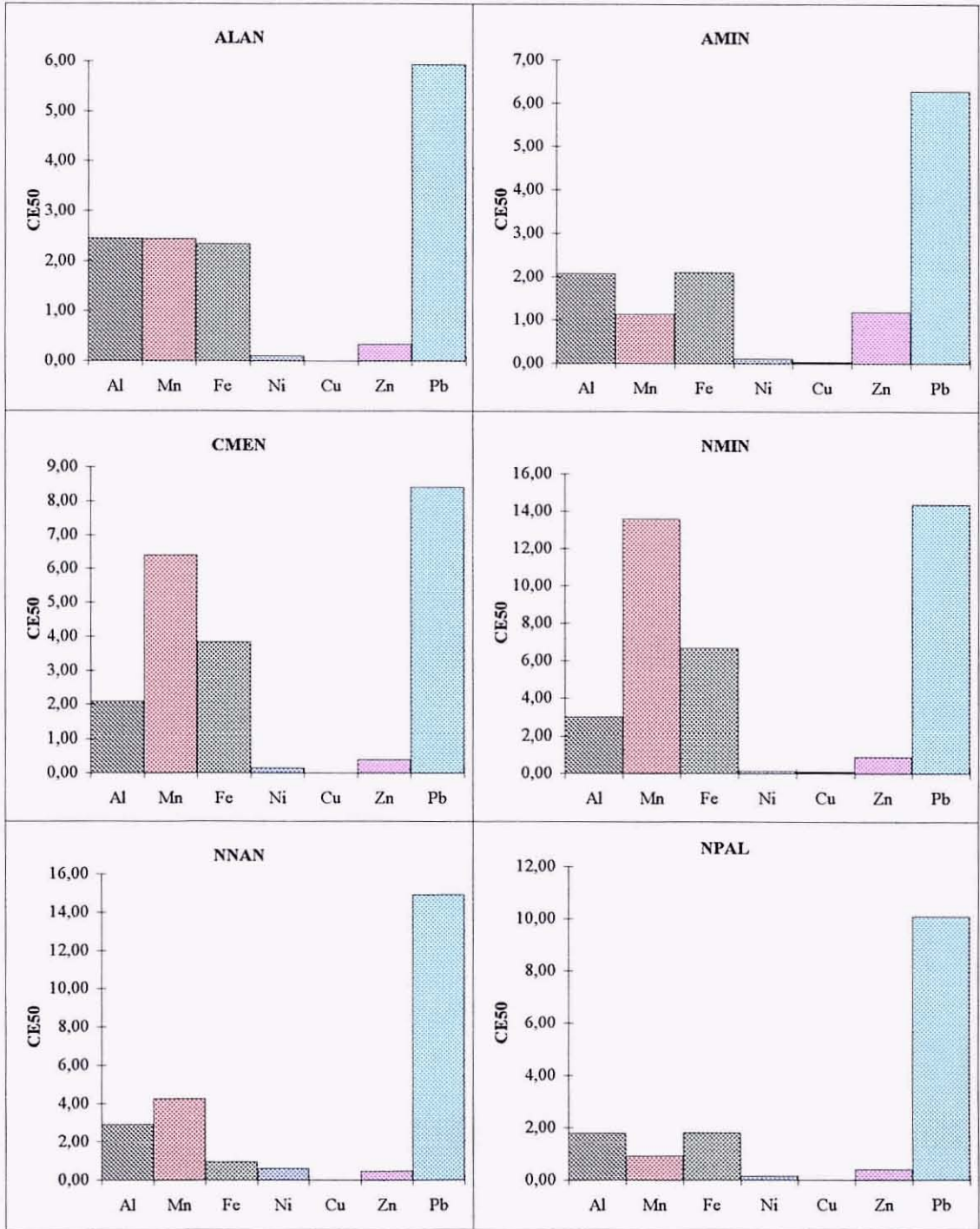


Figura 4.3. Variação dos valores de **CE50** (em mg l^{-1}) de cada metal para cada espécie estudada.

4.3.3. Microanálise por MEV-EDS

No decurso da realização dos testes de toxicidade com Al, Fe e Pb foi possível observar a formação de um precipitado branco que era tanto mais acentuado quanto maior a concentração do metal em teste. A análise desse precipitado por MEV-EDS, permitiu concluir que se tratava do metal precipitado juntamente com C, O, P, Si e Ca que são alguns dos macronutrientes presentes no meio de cultura (Figuras 4.4., 4.5. e 4.6.). Em qualquer uma das figuras podem observar-se picos de menor intensidade também correspondentes a precipitação, é o caso do Na e S na Figura 4.4., de Na, Mg e S na Figura 4.5. e K, Mg, Fe e Na na Figura 4.6.

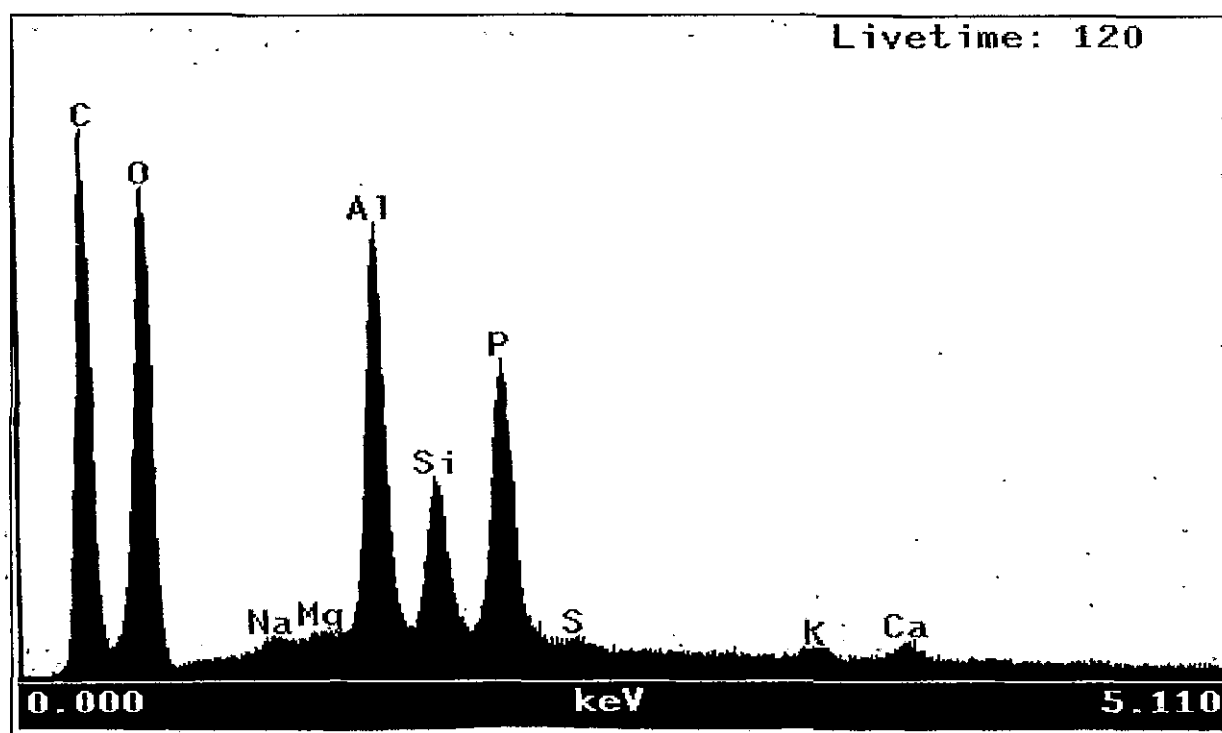


Figura 4.4. Espectro de emissão de raios X obtido por MEV-EDS, a 15 KeV, do precipitado formado no decorrer do teste de toxicidade do Al ($2,70 \text{ mg l}^{-1}$) a AMIN.

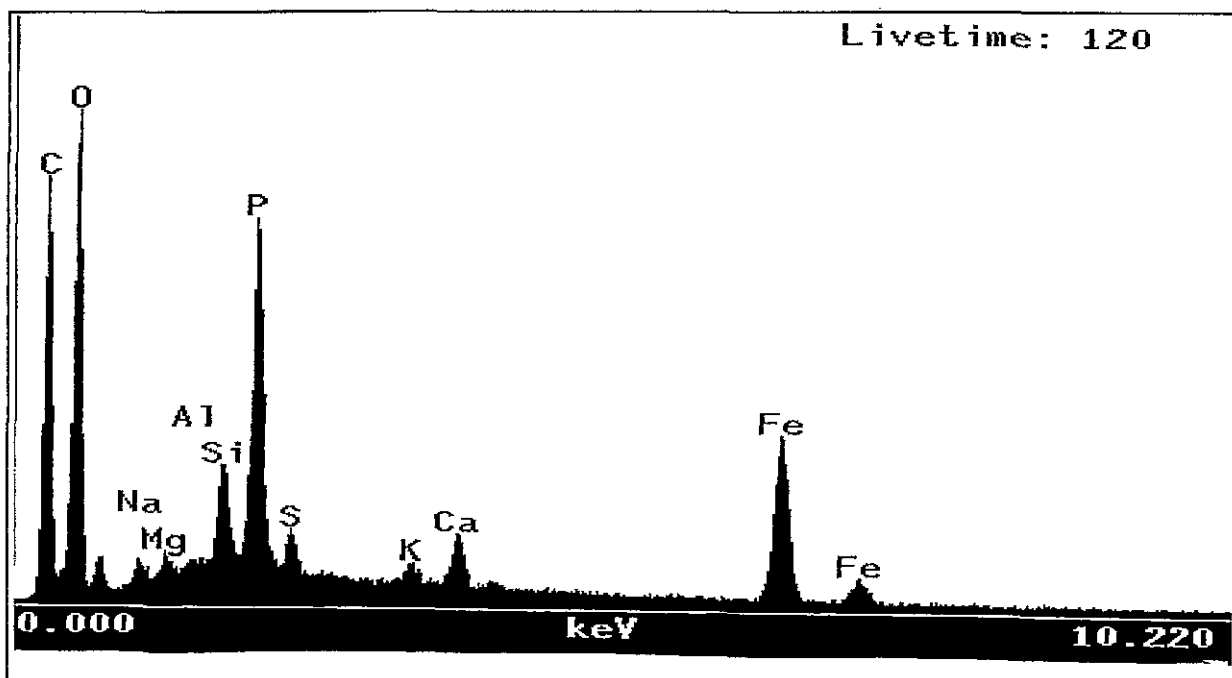


Figura 4.5. Espectro de emissão de raios X obtido por MEV-EDS, a 15 KeV, do precipitado formado no decorrer do teste de toxicidade do Fe ($3,95 \text{ mg l}^{-1}$) a AMIN.

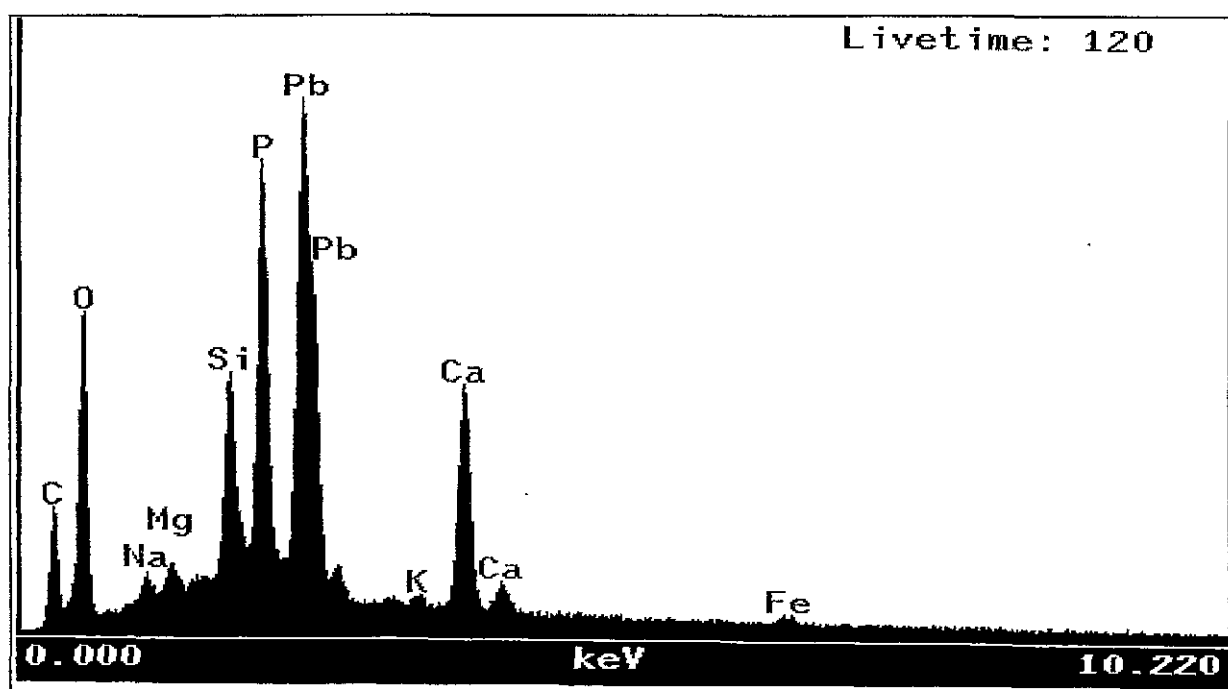


Figura 4.6. Espectro de emissão de raios X obtido por MEV-EDS, a 15 KeV, do precipitado formado no decorrer do teste de toxicidade do Pb ($13,15 \text{ mg l}^{-1}$) a NMIN.

A microanálise por MEV-EDS das diatomáceas sujeitas a ensaios de toxicidade com metais revelou alguns aspectos interessantes (Tabela 4.2.). É possível verificar que os dois metais mais tóxicos (Cu e Ni) ou nunca foram bioacumulados ou então foram acumulados nos indivíduos de algumas espécies que cresciam em recipientes com as concentrações mais elevadas (Cu). O Al e o Fe foram acumulados por todas as espécies de diatomáceas, embora não em todas as concentrações de metais microanalizadas. Em NMIN e em NPAL o Al foi detectado mesmo nos espécimes que cresciam nos recipientes de controlo. O Fe foi detectado em AMIN também no recipiente de controlo. No caso do Mn e do Zn só em NNAN não se verificou qualquer acumulação de Mn e só em NPAL não ocorreu qualquer acumulação de Zn. Relativamente ao Pb, em três espécies (CMEN, NNAN e NPAL) não foi detectada qualquer acumulação. Apenas na espécie ALAN o Pb foi detectado nas três situações em que se tinha adicionado este metal ao meio de cultura. Nas restantes duas espécies só para as concentrações mais elevadas houve bioacumulação do Pb.

Como também se pode observar na Tabela 4.2. ocorreu precipitação de Fe e Pb enquanto decorreram os testes efectuados com as seis espécies enquanto que para o Al essa precipitação não se observou quando se usaram NMIN e NPAL.

Como é evidenciado pelas Figuras 4.7. e 4.8. a acumulação de alguns metais esteve dependente da sua concentração no meio de cultura. Para as menores concentrações usadas, o aumento da percentagem de metal nas diatomáceas foi linear ou aproximadamente linear. Para as concentrações mais elevadas a acumulação não aumentou com o aumento das concentrações dos metais nos meios de cultura. Na Figura 4.8. verifica-se que, depois de atingida uma determinada percentagem de metal (a mais elevada) nas diatomáceas, essa percentagem manteve-se quase constante (AMIN - Fe e Al) ou decresceu (restantes casos). A concentração para a qual não houve posterior acumulação variou de espécie para espécie e para uma determinada espécie variou também com o metal. Nas restantes situações ou não se

verificou acumulação dos metais nas células ou então essa acumulação cresceu com o aumento da concentração do metal no meio de cultura, mas a correlação não foi significativa para $P < 0,05$. Encontraram-se nesta situação as espécies ALAN para os metais Cu e Zn, NMIN para o Al e o Pb e NNAN para o Fe e o Zn. Em AMIN e NPAL o conteúdo percentual em Mn variou pouco para as diferentes concentrações desse metal no meio de cultura (Tabela 4.2.).

Tabela 4.2. Resultados de MEV-EDS respeitantes aos testes de toxicidade.

As concentrações dos metais no meio de cultura estão registadas em mg l^{-1} e as do MEV-EDS em percentagem.

Assinala-se com * as correlações significantes para $P < 0,05$ e com + a concentração a partir da qual ocorreu precipitação.

	meio de cultura	ALAN	meio de cultura	AMIN	meio de cultura	CMEN	meio de cultura	NMIN	meio de cultura	NNAN	meio de cultura	NPAL
Al	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	*0,00	0,48
	2,15	6,17	2,25+	1,99	2,21+	1,37	1,78	11,39	2,41	0,48	1,34	8,03
	2,58+	4,78	2,70	5,29	2,48	1,14	2,23	11,68	2,81+	1,36	1,61	13,18
	3,44	3,71	3,24	4,76	2,92	8,01	2,67	14,90	3,21	1,34	1,79	13,26
Mn	0,00	0,00	0,00	0,00	*0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,95	0,90	0,49	1,29	6,75	2,50	9,71	11,97	0,46	0,00	0,58	1,55
	1,89	3,17	0,98	1,75	7,72	2,82	11,65	5,50	0,92	0,00	0,78	1,60
	4,73	2,07	1,97	1,13	9,65	3,24	14,52	5,85	1,83	0,00	0,97	1,43
Fe	*0	0,00	0,00	3,66	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	2,17+	5,44	1,97+	7,88	3,86+	6,87	3,88+	4,10	0,68	0,00	3,40+	0,00
	2,36	7,74	2,47	11,44	4,35	11,56	5,81	3,97	0,91	2,61	3,88	0,00
	3,78	10,32	3,95	10,67	5,79	4,96	7,75	8,72	1,81+	17,86	4,47	4,54
Ni	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,04	0,00	0,08	0,00	0,12	0,00	0,08	0,00	0,39	0,00	0,11	0,00
	0,08	0,00	0,12	0,00	0,14	0,00	0,12	0,00	0,63	0,00	0,12	0,00
	0,24	0,00	0,16	0,00	0,16	0,00	0,17	0,00	1,17	0,00	0,15	0,00
Cu	0,000	0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,000	0,00	0,000	0,00
	0,004	0,00	0,008	0,00	0,002	0,00	0,024	0,00	0,004	0,00	0,002	0,00
	0,008	0,00	0,012	0,00	0,004	0,00	0,033	0,00	0,008	0,00	0,005	0,00
	0,032	3,12	0,016	0,00	0,008	3,28	0,041	0,00	0,031	0,00	0,007	10,01
Zn	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	*0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	0,26	0,00	0,70	0,00	0,34	5,26	0,70	3,12	0,34	0,00	0,27	0,00
	0,35	6,41	1,14	6,15	0,42	4,16	0,88	2,78	0,50	4,78	0,41	0,00
	0,71	9,38	1,40	5,34	0,51	3,44	1,58	6,29	0,84	5,02	0,44	0,00
Pb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5,12	19,93	4,44+	0,00	6,81+	0,00	7,01+	0,00	13,27+	0,00	5,30+	0,00
	6,82+	14,27	5,33	0,00	8,52	0,00	10,52	5,96	16,60	0,00	8,82	0,00
	8,53	12,32	7,11	3,47	11,93	0,00	13,15	26,80	20,74	0,00	10,59	0,00

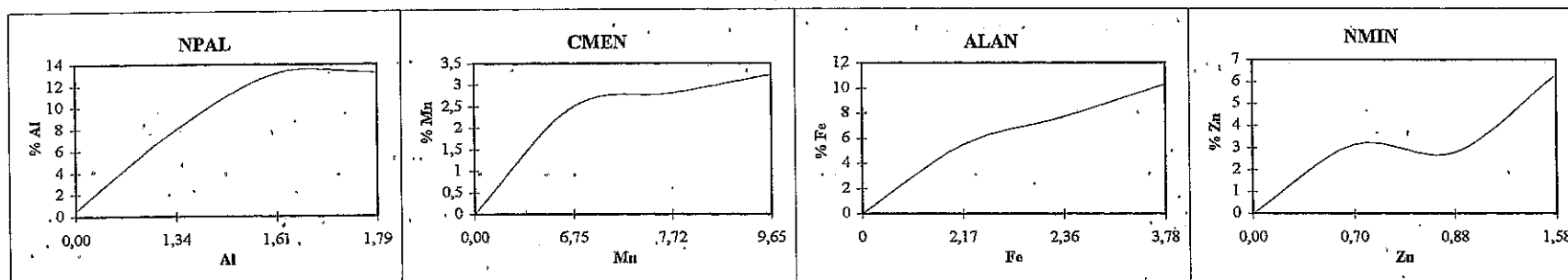


Figura 4.7. Curvas de acumulação crescente de metais nas diatomáceas (%) determinados por MEV-EDS, com o aumento da concentração desse mesmo metal no meio de cultura (mg l⁻¹). Correlações significantes ($P < 0,05$).

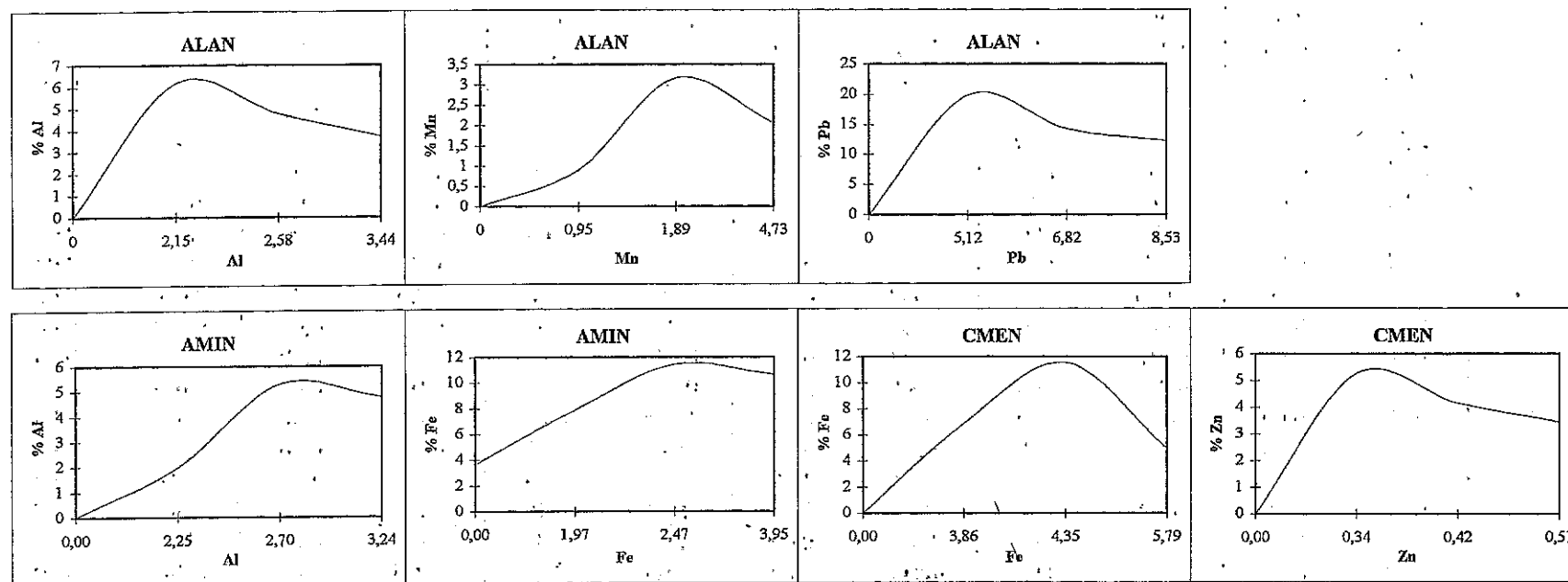


Figura 4.8. Curvas de acumulação dos metais nas diatomáceas em função das concentrações dos metais no meio de cultura. Correlações não significantes ($P < 0,05$). Determinação de MEV-EDS em percentagem e concentração dos metais em mg l⁻¹.

4.4. DISCUSSÃO

4.4.1. Concentração efectiva - CE_{50}

Perante os resultados de CE_{50} não se pode concluir qual das espécies foi a mais sensível e qual a menos sensível, a um ou à totalidade dos metais, no entanto, pode verificar-se que ALAN foi a espécie que apresentou maior sensibilidade a quatro metais (Ni, Cu, Zn e Pb), enquanto NMIN foi a espécie que apresentou menor sensibilidade também a quatro metais (Al, Mn, Fe e Cu). Os valores de CE_{50} variaram consoante a espécie e o metal em estudo, este facto também foi verificado por WONG *et al.* (1978).

Para as seis espécies de diatomáceas em estudo, o Al apresentou uma toxicidade intermédia no conjunto dos sete metais testados. Os valores de CE_{50} registados para este metal não diferiram muito nas seis espécies e apresentou um valor médio de cerca de $2,4 \text{ mg l}^{-1}$. O Al, o único metal não pesado do conjunto dos sete testados, fez diminuir o crescimento das seis espécies de diatomáceas quer directamente por acumulação, no caso de NMIN, em que não foi observada qualquer precipitação, quer directa e indirectamente por ter havido precipitação associada a uma diminuição do conteúdo em nutrientes, e também uma acumulação. PETTERSSON *et al.* (1985) referem dois possíveis motivos para a acção tóxica do Al nas células de uma cianobactéria, nomeadamente a falta de fósforo e a perturbação das membranas. A grande afinidade do Al para os fosfatos, pode inibir a sua assimilação, bem como perturbar a síntese e metabolismo dos compostos fosfatados dentro da célula. HÖRNSTRÖM & EKSTRÖM (1983 in PETTERSSON *et al.* 1985) também referiram que grandes quantidades de alumínio em águas acidificadas provocam a flocculação de fosfatos e complexos húmicos o que faz diminuir a concentração de nutrientes e consequentemente o crescimento algal. Portanto, a redução do crescimento das diatomáceas nas situações em que

ocorreu precipitação, não só do Al mas também do Fe e do Pb, não poderá ser exclusivamente atribuída à toxicidade do metal em teste, mas também, à diminuição da concentração de nutrientes no meio.

Estudos de toxicidade do Al a diversos géneros e espécies de algas, não diatomáceas, também revelaram que este metal tem efeitos tóxicos sobre elas (LEE *et al.* 1991, PETTERSSON *et al.* 1985). Os efeitos tóxicos do Al são mais notórios a pH baixo (<6) devido ao aumento da sua solubilização. Embora o pH nos meios de cultura dos testes de toxicidade efectuados em laboratório tivesse sido acertado para 6,8 evitando portanto, que ocorresse a situação de maior toxicidade do Al o facto é que se verificaram efeitos tóxicos nos testes de toxicidade a este metal. Portanto, não se deve menosprezar o potencial tóxico do Al, mesmo em condições não favoráveis à manifestação máxima desses efeitos.

BOYLE & ROBINSON (1988) referem as concentrações de 0,5 - 2,0 mg l⁻¹ de Ni como sendo tóxicas para macrófitos aquáticos e algas planctónicas. No presente estudo a toxicidade do Ni fez-se sentir, de um modo geral, para um menor intervalo (0,10-0,61 mg l⁻¹). A espécie menos sensível (NNAN) registou um valor de CE₅₀ de 0,61 mg l⁻¹. É claro que os valores referenciados por aqueles autores podem ser considerados relativos pelo que não se pode generalizar e incluir todas as algas planctónicas dentro dos mesmos limites de toxicidade relativamente a um metal qualquer.

STOKES (1988) concluiu que o Ni não constituía grande preocupação nas águas superficiais, não só devido à sua distribuição limitada como contaminante mas também pela sua toxicidade moderada em comparação com outros metais (Cd, Cu, Pb). Em relação à limitada distribuição geográfica do Ni, o estudo efectuado nas águas de alguns pontos da bacia hidrográfica do rio Vouga confirmou esta afirmação. Quanto à sua toxicidade, no presente estudo, o Ni revelou-se muito tóxico para as espécies de diatomáceas estudadas, toxicidade essa só superada pela do Cu.

Tal como no presente estudo também THOMPSON & CÔTÉ (1985) concluíram que diferentes espécies de diatomáceas apresentavam diferentes sensibilidades ao Cu.

HALE (1957 in BUTTON & HOSTETTER 1977) refere que *Cyclotella meneghiniana* é uma espécie sensível ao Cu e verificou que, em cultura, acumula mais Cu do que uma espécie tolerante (*Chlamydomonas reinhardtii*). Neste estudo verificou-se também que $4 \mu\text{g l}^{-1}$ de Cu foram suficientes para reduzir o crescimento em 50%, no entanto, só aos $8 \mu\text{g l}^{-1}$ de Cu é que este metal foi detectado nas células de CMEN. Basta portanto, uma concentração muito baixa para afectar CMEN mas se o Cu foi acumulado a essa concentração não foi possível detectá-lo por MEV-EDS.

Num estudo efectuado num ribeiro a cujas águas adicionaram cerca de $120 \mu\text{g l}^{-1}$ de Cu de uma forma contínua, foi analisada a composição em espécies ao longo de um ano. Observaram alterações da comunidade com eliminação de umas espécies, entre elas ALAN, e o aparecimento de outras mais resistentes, como por exemplo NPAL, NMIN e AMIN (WEBER & McFARLAND 1981). As quatro espécies anteriormente referidas foram sujeitas a testes de toxicidade ao Cu e embora não seja muito correcto comparar os resultados destes testes (uni-algais e laboratoriais) com aqueles obtidos por WEBER & McFARLAND (1981) (multi-específicos e em ambiente natural) pode verificar-se que ALAN apresentou também maior sensibilidade ao Cu do que AMIN, NMIN e NPAL, apesar das diferenças não serem muito grandes.

TAKAMURA *et al.* (1989) concluíram que NPAL era mais sensível do que AMIN em relação ao Cu o que também se confirmou no presente estudo (o valor de CE_{50} para este metal e para NPAL foi cerca de metade do registado para AMIN). As concentrações de Cu que provocaram 50% de redução na fotossíntese de NPAL, no trabalho anteriormente referido, são

muito superiores ($94,7 \mu\text{g l}^{-1}$ para uma das estirpes e $212 \mu\text{g l}^{-1}$ para outra estirpe) à registada no presente estudo ($5 \mu\text{g l}^{-1}$).

THOMPSON & CÔTÉ (1985) verificaram que quando cultivaram no laboratório as amostras recolhidas num rio e aumentaram a concentração do Cu para 50 e $100 \mu\text{g l}^{-1}$, a espécie NPAL tornava-se dominante reflectindo uma grande resistência ao Cu. O resultado de CE_{50} desta espécie, no presente estudo ($5 \mu\text{g l}^{-1}$), revelou que se trata de uma espécie muito próxima das espécies mais sensíveis (ALAN e CMEN) afastando-a das resistentes. Alguns estudos com NPAL indicam que é uma espécie muito sensível ao Cu (NIELSEN & WIUM-ANDERSEN 1970 *in* WHITTON & SAY 1975) enquanto outros referem que NPAL indica a existência de poluição por Cu (PALMER 1959 *in* WHITTON & SAY 1975).

Entre as espécies mais abundantes num lago contaminado com Cu encontraram AMIN que é considerada uma espécie tolerante a metais pesados (VAN DAM & MERTENS 1990). Os mesmos autores referem diversos trabalhos que indicam ter sido encontrado AMIN em meios cujas concentrações em Cu variam de 0,1 a 1 mg l^{-1} . Pelo contrário, AUSTIN & DENISEGER (1985) consideram AMIN sensível a vários metais pesados (Pb, Cu e Zn) porque à medida que a concentração destes metais diminuía na água, com a distância à fonte poluidora (mina), o número de indivíduos de AMIN aumentava. Que a toxicidade pode variar consoante as estirpes foi o que concluíram TAKAMURA *et al.* (1989) quando observaram que concentrações superiores a $1,3 \text{ mg l}^{-1}$ inibiam a fotossíntese em 50%, em estirpes de AMIN isoladas a partir de amostras provenientes de rios poluídos com Cu. Em estirpes provenientes de meios não poluídos a mesma inibição verificou-se entre 0,02 e $0,11 \text{ mg l}^{-1}$. A estirpe de AMIN, usada nos testes de toxicidade, proveio do local 10 onde o valor máximo registado de Cu foi $21 \mu\text{g l}^{-1}$, ou seja, de um local onde a poluição por Cu não é intensa, comparada com o trabalho referido anteriormente. A estirpe de AMIN em estudo (CE_{50} $0,013 \text{ mg l}^{-1}$) pode

considerar-se incluída nas estirpes provenientes de meios não poluídos por Cu, no estudo de TAKAMURA *et al.* (1989).

O Zn revelou-se tóxico embora menos do que o Cu e o Ni. Os valores de CE_{50} variaram de 0,39 a 1,18 $mg\ l^{-1}$ para as seis espécies de diatomáceas sujeitas a testes de toxicidade com Zn. TAKAMURA *et al.* (1989) determinaram a concentração de Zn que provoca redução de 50% da fotossíntese em algumas espécies de diatomáceas, entre elas AMIN e NPAL. Em NPAL essa redução ocorreu entre 4,20 e 13,1 $mg\ l^{-1}$ de Zn em duas estirpes diferentes mas provenientes de meios poluídos. Estes valores são muito superiores aos obtidos no presente estudo (CE_{50} - 0,41 $mg\ l^{-1}$). O CE_{50} registado para AMIN foi de 1,18 $mg\ l^{-1}$ de Zn. No estudo de TAKAMURA *et al.* (1989) a concentração que provocou 50% de redução na fotossíntese de AMIN variou entre 33 $mg\ l^{-1}$ e concentrações superiores a 98,1 $mg\ l^{-1}$ para estirpes de locais poluídos e entre 4,65 e 7,13 $mg\ l^{-1}$ de Zn para locais não poluídos. Também para esta espécie se verifica que estes valores são muito superiores ao obtido no presente estudo. As estirpes de AMIN e NPAL que se estudaram parecem ser mais sensíveis ao Zn do que as de TAKAMURA *et al.* (1989), todavia, pela análise comparativa que se apresenta não se pode concluir que as espécies estudadas possam efectivamente ser mais sensíveis que as estirpes investigadas por este autor porque se estão a comparar parâmetros diferentes (redução do crescimento em 50% e redução da fotossíntese também em 50%), em meios de cultura também diferentes.

Diferenças tão acentuados nos resultados que se obtiveram em comparação com os recolhidos na bibliografia consultada para além das diferenças encontradas na própria bibliografia poderão dever-se a diferenças metodológicas, uso de testes multi-específicos ou de testes uni-algais, utilização de diferentes meios de cultura e de mistura ou não de metais, diferenças de intensidade luminosa, diferentes estirpes, entre outros.

Os valores de CE_{50} determinados para os sete metais e para cada uma das seis espécies, poderão ser um ponto de partida para a avaliação geral dos níveis tóxicos dos metais pesados presentes nas águas dos dezoito locais de amostragem, se se considerar que em cada momento de colheita se verificaram as características físico-químicas semelhantes às do meio de cultura e só está presente uma das espécies investigadas. As condições acabadas de referir têm que ser impostas porque a extrapolação da toxicidade dos testes de laboratório para o meio natural não pode ser directa devido ao grande conjunto de factores que influenciam a toxicidade dos metais, factores estes já referidos no Capítulo 3.

Os valores de CE_{50} , dos testes de laboratório para o Al, variaram entre 1,80 e 2,98 $mg\ l^{-1}$. As concentrações de Al registadas, por ICP para os dezoito locais de amostragem e ao longo de todo o período de amostragem (ANEXO 2), apesar de não serem preocupantes atingiram em determinados momentos, valores bastante elevados. O valor máximo registou-se no local 3 com quase 7 $mg\ l^{-1}$ de Al total. Os outros locais onde se registaram concentrações próximas ou superiores aos valores de CE_{50} foram os locais 4, 6, 8, 9, 11, 13, 14, 15 e 18.

Para o Mn os valores de CE_{50} determinados no laboratório variaram entre 0,92 e 13,58 $mg\ l^{-1}$. De todas as concentrações de Mn registadas ao longo do período de amostragem, nos dezoito locais estudados, poucos foram os momentos em que estas atingiram valores preocupantes. Esta situação apenas se registou numa única ocasião para cada um dos seguintes locais: 2, 8, 16 e 18 e o valor máximo registado foi de cerca de 2,3 $mg\ l^{-1}$ (ANEXO 2).

Os valores de CE_{50} para o Fe variaram entre 0,96 e 6,65 $mg\ l^{-1}$. Todos os dezoito pontos de amostragem registaram, em determinado(s) momento(s), uma concentração de Fe no intervalo de variação dos valores de CE_{50} . No entanto, os locais que em média, apresentaram valores de Fe mais elevados foram os locais 1, 2, 8, 9, 16, 17 e 18, o valor máximo registou-se para o local 18 com cerca de 12 $mg\ l^{-1}$.

O Ni apresentou valores de CE_{50} que variaram entre 0,10 e 0,61 $mg\ l^{-1}$. Em nenhum dos dezoito locais estudados e durante todo o período de amostragem considerado, se observaram concentrações de Ni superiores a 0,047 $mg\ l^{-1}$, valor este registado no local 2 (ANEXO 2).

O Cu, o mais tóxico dos sete metais estudados, apresentou valores de CE_{50} entre 0,004 e 0,032 $mg\ l^{-1}$. O limite de detecção deste metal, por ICP, é de 0,010 $mg\ l^{-1}$ o que significa que os meios aquáticos podem apresentar concentrações tóxicas deste metal sem que, no entanto, sejam quimicamente detectáveis. Os locais 8, 9, 11 e 12 foram aqueles que apresentaram, um maior número de vezes, concentrações de Cu que poderão ocasionar perturbações na comunidade aquática.

Os valores de CE_{50} , relativamente ao Zn, variaram entre 0,34 e 1,18 $mg\ l^{-1}$. De um modo geral, as concentrações de Zn registadas para a maior parte dos locais estudados foram inferiores ao menor valor de CE_{50} (0,34 $mg\ l^{-1}$ para ALAN). Apenas nos locais 1, 2, 6 e 7 mas, sobretudo, no local 6, o Zn apresentou valores relativamente elevados registando-se como valores máximos 1,62 $mg\ l^{-1}$ de Zn dissolvido e 2,2 $mg\ l^{-1}$ de Zn total (ANEXO 2).

Quanto ao Pb, o metal que apresentou a menor toxicidade de entre os sete estudados, os seus valores de CE_{50} variaram entre 5,94 e 14,92 $mg\ l^{-1}$. O Pb só foi detectado por ICP, nos locais 6 e 7 embora neste último local a sua detecção tenha sido muito pontual. No local 6 a máxima concentração de Pb registada foi de 3,37 $mg\ l^{-1}$ de Pbt, valor inferior ao menor dos valores de CE_{50} .

Pode então concluir-se que dos três metais que se revelaram mais tóxicos nos testes de toxicidade laboratoriais (Cu, Ni e Zn) o Ni não induziu toxicidades em qualquer um dos dezoito locais estudados; o Cu pode ter sido tóxico nos locais 8, 9, 11 e 12 enquanto o Zn poderá ter ocasionado efeitos mais nocivos no local 6. Quanto aos restantes metais o Al, Mn e Fe que foram relativamente frequentes e abundantes e o Pb que foi registado mais esporadicamente, podem ter interferido na estrutura da comunidade algal, se não directamente

pelas concentrações registadas, pelo menos pela depleção em nutrientes que podia ocorrer nas águas devido à precipitação de alguns nutrientes essenciais.

Comparando os valores de CE_{50} dos diferentes metais, que se obtiveram para seis espécies de diatomáceas (Tabela 4.1.) com os valores das concentrações recomendadas ou admitidas na actual lei portuguesa (Decreto-Lei nº 74/90 de 7 de Março - Tabela 2.1.), verifica-se que uma água que apresente as concentrações recomendadas ou admitidas para esses metais poderá ser tóxica para as espécies analisadas. Visto que, as diatomáceas se mostraram muito sensíveis a alguns dos metais testados e porque no normal funcionamento de um ecossistema intervêm todas as suas componentes, incluindo a componente diatomológica, a sua inibição poderá afectar todo o ecossistema. Assim sendo, em qualquer norma que vise a protecção da qualidade do meio aquático, entende-se que as diatomáceas deverão fazer parte do conjunto de organismos a testar antes de se definirem os limites de concentração de certas substâncias tóxicas. A toxicidade nas águas dos meios naturais deve ser averiguada com maior exatidão conjugando as indicações provenientes da realização de testes laboratoriais e de testes de campo de modo a permitir uma simulação mais realista das condições naturais.

4.4.2. Microanálise por MEV-EDS

Nas situações em que ocorreu precipitação nos meios de cultura (Al, Fe e Pb), a forte presença do oxigénio (Figuras 4.4., 4.5. e 4.6.) permite lançar a hipótese dos precipitados serem fosfatos, silicatos e carbonatos de Al, Fe ou Pb consoante as situações. Apesar de se ter tido o cuidado de não iniciar os ensaios de toxicidade a pH muito elevado, principalmente para evitar a precipitação, o facto é que esta ocorreu, talvez porque as concentrações de Al, Fe e Pb ensaiadas tivessem sido muito elevadas e, por tal motivo, deve ter-se excedido os seus produtos de solubilidade (TESSIER *et al.* 1994).

A forma de acumulação dos metais, nas espécies cultivadas e nas concentrações de metais testadas, ocorreu de uma forma semelhante à verificada por RAI & CHANDRA (1992), para *Hydrodictyon reticulatum* para o caso do Cu, Mn, Pb e Fe, tendo havido uma acumulação inicial praticamente linear e depois a saturação das células pelos metais. As espécies de diatomáceas analisadas revelaram potencial para poderem vir a ser utilizadas como espécies “sentinela” desses metais, uma vez que apresentaram uma relação linear do conteúdo do metal em relação à do meio donde provieram, pelo menos ao longo de uma determinada gama de concentrações. BEEBY (1993) afirma que não existe a espécie “sentinela” universal para todos os metais tóxicos, devem ser seleccionadas diferentes espécies consoante o metal e a sua fonte.

O método utilizado para a detecção dos metais nas diatomáceas não permite saber a localização exacta dos metais detectados pelo que não se pode afirmar ter havido saturação das células visto não se saber se o metal está apenas adsorvido ou se foi mesmo acumulado intracelularmente. Serão necessários futuros estudos em microscopia electrónica de transmissão para se poder localizar correctamente os metais nas células e se poder afirmar com rigor que os metais foram bioacumulados.

PETTERSSON *et al* (1985) e LEE *et al.* (1991) verificaram que o Al era acumulado por diversos géneros e espécies de algas quando este era adicionado ao meio de cultura, facto que também parece ter-se confirmado neste estudo para todas as espécies de diatomáceas em cultura. Todavia, no trabalho que se efectuou, nas espécies NMIN e NPAL o Al foi detectado mesmo quando não tinha sido adicionado ao meio de cultura. A detecção de Al nesta situação poderá resultar de qualquer contaminação (apesar de todos os cuidados tomados), ou pelo contrário, no caso de se pensar que o Al constitui um micronutriente essencial para as diatomáceas assegurarem o seu crescimento, poderá estar presente sob a forma de reservas.

STAUBER & FLORENCE (1985b) observaram que em *Nitzschia closterium*, uma diatomácea marinha, o Mn celular aumenta com o aumento da concentração do Mn no meio de cultura. Nas diatomáceas que se sujeitaram a testes de toxicidade com Mn, só em NNAN é que não se verificou acumulação com Mn. A acumulação verificada só no caso de CMEN apresentou correlação significativa para $P < 0,05$ com a concentração do metal no meio de cultura. Nos restantes casos houve um aumento inicial seguido de uma estabilização ou até diminuição da acumulação com o aumento da concentração de Mn no meio.

De um estudo realizado em laboratório, mas com comunidades algais e água proveniente de um rio VYMAZAL (1984) concluiu que o Cu, Pb, Fe, Zn e Mn eram acumulados pelas algas de uma forma bastante rápida. Pelo contrário, a acumulação de Ni aumentou muito lentamente durante a exposição e em menores concentrações do que a dos outros metais. TROLLOPE & EVANS (1976) determinaram os factores de concentração para alguns metais em alguns géneros de algas, não diatomáceas e verificaram que o Ni exibiu o menor factor de concentração em relação ao Cu, Fe, Pb e Zn. Talvez este facto possa justificar que o Ni nunca tenha sido detectado nas microanálises dos testes de toxicidade (Tabela 4.2.). A não detecção de um modo geral, de Ni nas diatomáceas estudadas poderá resultar, por um lado, de uma limitação do próprio método utilizado que não permite semiquantificar elementos químicos presentes em concentrações muito baixas; por outro do facto do Ni não parecer ser um elemento essencial para as algas de água doce (STOKES 1988) e como tal não fazer parte da composição química destes organismos. Pode ainda especular-se que o Ni tenha efeitos indirectos nas diatomáceas impedindo a absorção de nutrientes essenciais. WONG *et al.* (1994) descobriram, por microanálise de raio X, que o Ni e Mn não eram acumulados nos corpos polifosfatados das células de *Chlorella* quando esta era sujeita a um efluente que continha aqueles metais. Este facto poderá também justificar a não detecção do Ni nas diatomáceas do presente estudo. GENTER (1996) refere que a ligação do metal à parede

celular por adsorção é reversível e é facilmente removido por simples lavagem com água destilada ou com EDTA. No estudo que se apresenta pode ter sucedido que o Ni adsorvido se tenha perdido durante as lavagens com a água destilada. O mesmo autor refere ainda que a acumulação de alguns iões inorgânicos consiste somente na fase de adsorção considerando que, esta situação pode ser uma característica dos elementos que não são micronutrientes. Pode também ser este o fenómeno que ocorre com o Ni em algas de água doce. No entanto, alguns elementos não essenciais podem ser absorvidos por sistemas de transporte dos metais essenciais ou dos nutrientes com estrutura química semelhante. Com o Ni e com as diatomáceas em estudo não há evidências de que este fenómeno tenha ocorrido uma vez que o Ni não foi detectado.

BRADY *et al.* (1994) verificou que três espécies de algas, não diatomáceas, foram capazes de acumular Cu, Pb, e Cr em cultura. MOREL *et al.* (1978) também detectaram a acumulação de Cu em *Skeletonema costatum*. No presente estudo, e após os testes de toxicidade, o Cu foi detectado, por MEV-EDS, muito poucas vezes, no entanto, durante os testes as concentrações usadas deste metal não ultrapassaram os $50 \mu\text{g l}^{-1}$ concentração bastante inferior às concentrações referidas nos trabalhos mencionados anteriormente.

Nos espécimes das três espécies mais resistentes ao Cu (NMIN, AMIN e NNAN) não foi detectado este metal por MEV-EDS. Poder-se-á levantar a hipótese de se tratar de espécies que possuem como formas de tolerância a exclusão do Cu ou a sua complexação no meio por produção de compostos extracelulares capazes de se ligarem ao metal e de impedir a sua acumulação.

4.4.3. Comparação das diatomáceas dos meios naturais com as de cultura

No material proveniente do campo foi possível verificar que o Ni foi detectado por MEV-EDS em muito poucos casos (Capítulo 3). Nas diatomáceas de cultura o Ni nunca foi

detectado apesar das concentrações testadas, serem muito superiores às registadas no campo ao longo do período de estudo. Para que se possa fazer a comparação entre os resultados obtidos no campo com os de laboratório é necessário não esquecer que o material proveniente de campo tem um tempo de exposição ao meio ambiente mais longo do que nos testes de toxicidade em que esse período foi sempre de 96 horas. Esta diferença poderá justificar a detecção, nalguns casos, de Ni no material proveniente de campo.

Apesar de nas diatomáceas provenientes do campo, o Mn também ter sido semiquantificado poucas vezes, embora mais vezes do que o Ni, nos testes de toxicidade o Mn foi acumulado por cinco das espécies em estudo. As concentrações de Mn testadas são muito superiores (máximo $14,52 \text{ mg l}^{-1}$) aos valores registados no campo ao longo do estudo (máximo $1,1 \text{ mg l}^{-1}$) o que poderá justificar a sua acumulação nos ensaios de toxicidade.

Nas diatomáceas provenientes do campo e nas de cultura foi detectado Al, por MEV-EDS, apesar de haver informação contraditória quanto à possibilidade de acumulação de Al em organismos vivos. DRISCOLL & SCHECHER (1988) afirmam que o alumínio não é acumulado em tecidos vivos. No entanto, FOY (1974 *in* DRISCOLL & SCHECHER 1988) refere a existência de algumas plantas e algas que acumulam Al. A presença praticamente constante do Al quer nas diatomáceas do meio natural quer nas de cultura, em percentagens superiores à de alguns micronutrientes (Tabela 3.4.), mesmo antes de se considerar um elemento tóxico, fazem especular acerca do seu papel como micronutriente essencial apesar das informações disponíveis não apoiarem totalmente esta hipótese, como já referido.

Anteriormente lançou-se a hipótese das espécies que se revelaram mais tolerantes ao Cu possuírem mecanismos de exclusão ou de complexação do Cu de tal forma que este metal não seria acumulado. Esta hipótese é contrariada quando se consulta o ANEXO 4, que resume os resultados de MEV-EDS provenientes da análise de espécimes recolhidos no campo, porque quer em AMIN quer em NMIN, o Cu foi detectado regularmente.

A análise conjunta das correlações significantes entre as concentrações dos metais nas águas naturais (Tabela 3.6.) e nos meios de cultura (Tabela 4.2.) e os valores das microanálises efectuadas nas diatomáceas de meios naturais e nas de cultura (por MEV-EDS) permite concluir que há diferenças assinaláveis entre os dados provenientes destes dois tipos de diatomáceas. A única situação em que ocorreu uma correlação significativa ($P < 0,05$) quer no material proveniente do campo, quer no material cultivado foi para NMIN em relação ao Zn. No entanto, quando se comparam as curvas de acumulação (Figuras 3.12. e 4.7.) verificam-se algumas diferenças. As curvas de acumulação (Figuras 4.7. e 4.8.) são muito menos variáveis para as diatomáceas cultivadas do que no caso das diatomáceas provenientes do campo.

Estas diferenças encontradas no comportamento das mesmas espécies na natureza e no laboratório poderão dever-se a inúmeros factores sendo a complexidade química da água dos meios naturais sem dúvida um deles, visto que, se é relativamente fácil conhecer a composição dos meios de cultura, é impossível determinar a composição química exacta das águas naturais. No caso dos testes de toxicidade foi utilizado um meio de cultura inorgânico, sem qualquer adição de matéria orgânica, vitaminas e outros compostos que poderão estar presentes nos meios naturais. As respostas de cada espécie à poluição ambiental, em comunidades naturais, dependem de alguns factores sendo algumas já bem conhecidas. Modificações na sua abundância podem resultar de efeitos directos dos poluentes nas células, de efeitos indirectos de outros organismos como a competição e a predação ou serem devidos a efeitos da química das águas (GENTER 1996). A composição da comunidade algal pode sofrer indirectamente alterações somente pelos efeitos dos produtos químicos sobre os consumidores. Se os predadores são importantes na estruturação da composição da comunidade, então o impacto dos poluentes nos predadores pode aumentar a abundância das algas tolerantes que antes eram predadas. As relações bióticas como a competição e a predação não são de considerar nos testes de toxicidade laboratoriais uni-algais efectuados neste trabalho. Portanto, a existência de

muitas espécies de diatomáceas e de outros grupos, quer vegetais quer animais, interagem uns com os outros condicionando as respostas de cada espécie a um determinado estímulo ambiental (CAIRNS Jr. 1983, METAXAS & LEWIS 1991). O conhecimento de tais interacções biológicas é essencial e, por tal motivo, os testes de toxicidade uni-algais são inadequados na determinação de respostas da comunidade a adições de metais (METAXAS & LEWIS 1991). Já em 1977 KAYSER se tinha apercebido deste problema e efectuou testes de toxicidade comparativos mono e multi-específicos e concluiu que nos segundos as algas eram mais sensíveis ao Zn do que nos primeiros.

Os testes de toxicidade uni-algais e outros testes laboratoriais apesar de importantes, na determinação da sensibilidade das espécies a determinados poluentes, não devem ser extrapolados para o meio natural devido às diferenças acentuadas verificadas entre este meio e as condições de cultura dos testes de toxicidade (GENTER *et al.* 1987). Portanto, apesar dos resultados dos testes de toxicidade laboratoriais permitirem concluir que as diatomáceas testadas apresentam um forte potencial como espécies “sentinela” em casos de poluição por metais, não se pode para já sugerir a sua aplicação devido às discrepâncias encontradas entre os resultados das diatomáceas de meios naturais e das de laboratório.

Nos testes de toxicidade efectuados em laboratório qualquer dos metais ensaiados (Mn, Ni, Cu, Zn e Pb) nunca foi detectado, por MEV-EDS, nas diatomáceas provenientes dos recipientes de controlo (Tabela 4.2.). No entanto, a detecção destes metais, por MEV-EDS, nas diatomáceas microanalizadas nem sempre correspondeu à sua detecção, por processos químicos (ICP) nas águas naturais (Tabela 3.3.). É possível que o método químico utilizado (ICP) não permita detectar níveis muito baixos dos metais, o que faz das diatomáceas importantes instrumentos na avaliação da qualidade ambiental. Este assunto merece com certeza mais experimentação e mais aprofundada investigação.

ESTAMPA 4.1.

Microfotografias obtidas em MEV. **Escala 1µm.**

1. CMEN - *Cyclotella meneghiniana* Kützing - vistas valvares e conectivas externas.

2. CMEN - *Cyclotella meneghiniana* Kützing - vista valvar interna.

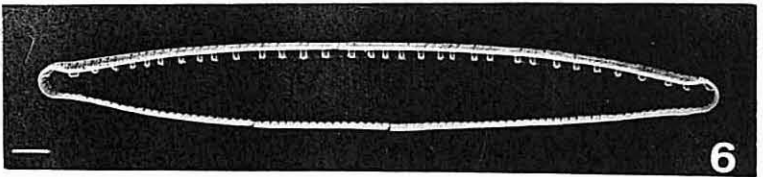
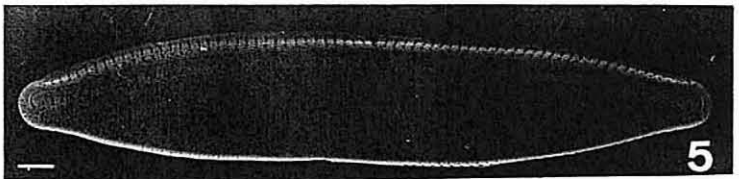
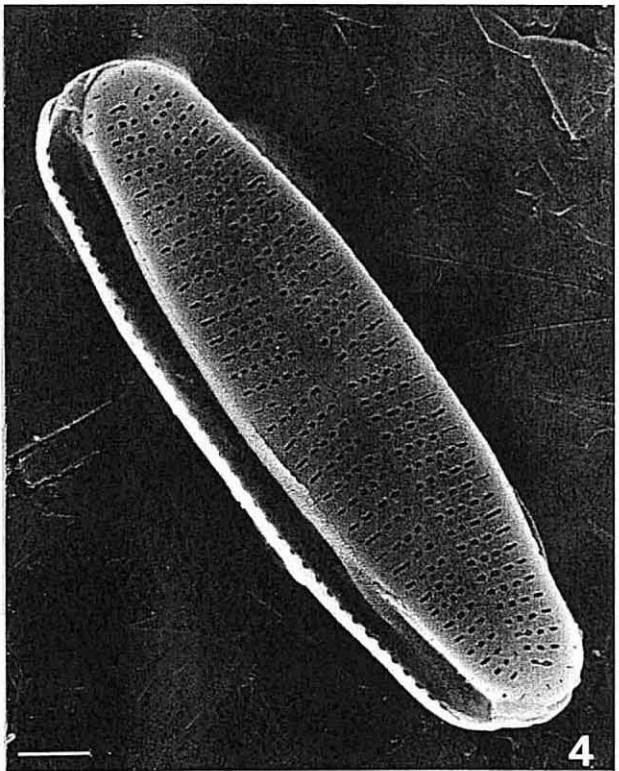
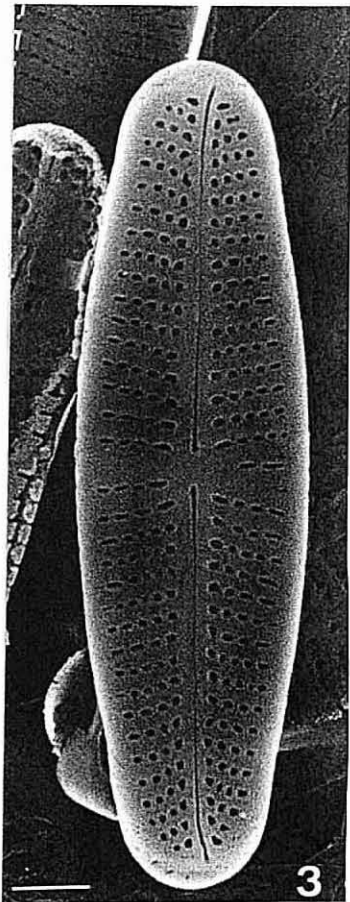
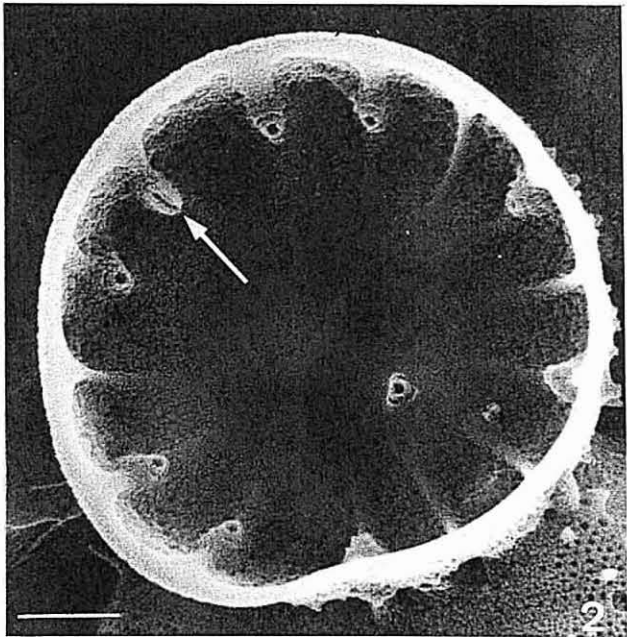
São visíveis diversos fultoportulae nas costas e um em posição mais central com três câmaras satélite; existe um único rimoportula indicado com a seta.

3. AMIN - *Achnanthes minutissima* Kützing - vista externa da hipovalva.

4. AMIN - *Achnanthes minutissima* Kützing - vista externa da epivalva.

5. NPAL - *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith - vista valvar externa.

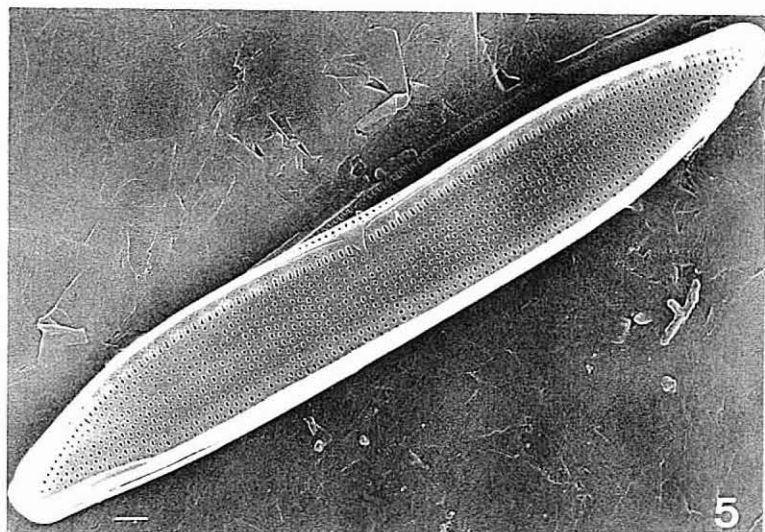
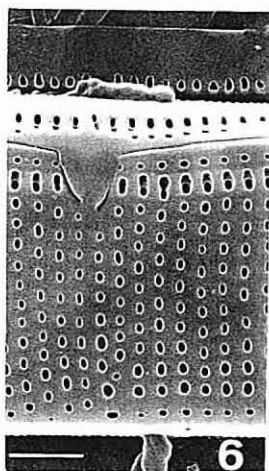
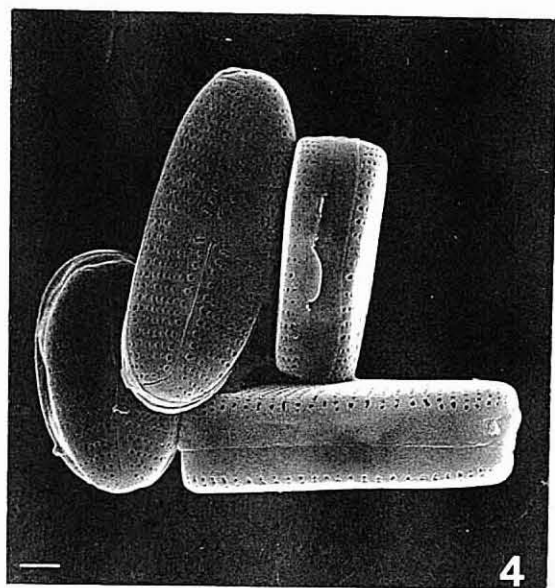
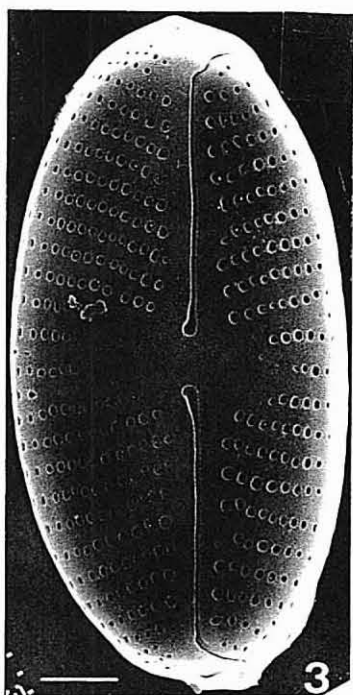
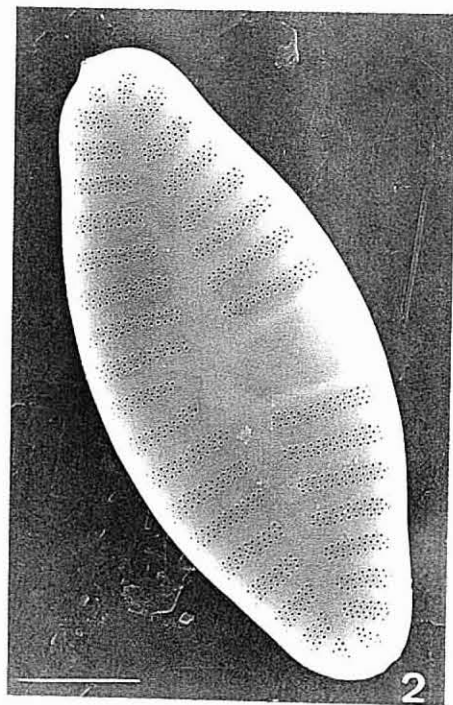
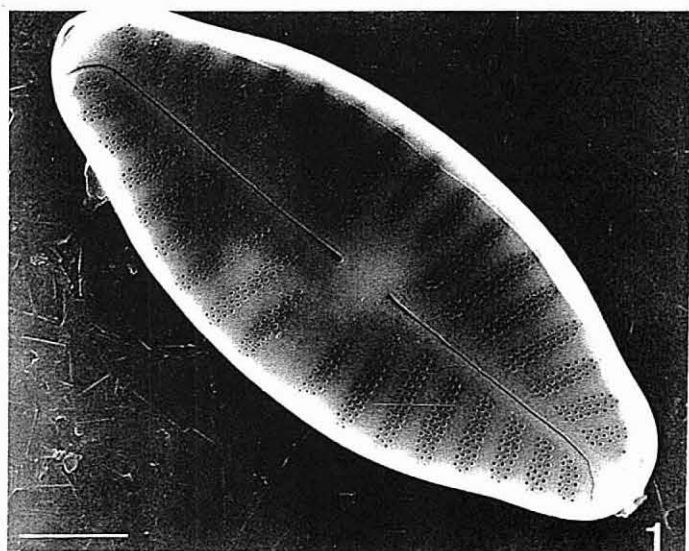
6. NPAL - *Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith - vista valvar interna.



ESTAMPA 4.2.

Microfotografias obtidas em MEV. Escala 1 μ m.

1. ALAN - *Achnanthes lanceolata* (Brébisson) Grunow - vista externa da hipovalva.
2. ALAN - *Achnanthes lanceolata* (Brébisson) Grunow - vista externa da epivalva.
3. NMIN - *Navicula minima* Grunow - vista valvar externa.
4. NMIN - *Navicula minima* Grunow - vistas valvares e conectivas externas.
5. NNAN - *Nitzschia nana* Grunow - vista valvar externa.
6. NNAN - *Nitzschia nana* Grunow - pormenor da zona central da valva.



**CAPÍTULO 5. AS COMUNIDADES DE DIATOMÁCEAS EM
MEIOS NATURAIS**

“...les diatomées sont présentes dans tous les milieux lotiques...” (DESCY & COSTE 1987).

5.1. INTRODUÇÃO

O início do estudo das diatomáceas de água doce em Portugal data de finais do século XIX, mantendo até finais da década de 60 do presente século um carácter essencialmente taxonómico. Os primeiros trabalhos de índole ecológica surgiram somente na década de 70.

As diatomáceas de água doce foram estudadas ao nível taxonómico e ecológico na região norte-centro de Portugal durante as décadas de 80 e 90, sobretudo, por Cândida Gil (RINO & GIL 1987, GIL 1988, GIL 1989, GIL *et al.* 1989-90, GIL 1993, GIL & ALMEIDA, 1993, GIL *et al.* 1993).

Noutras regiões do país também o estudo das diatomáceas deu origem a alguns trabalhos (OLIVEIRA 1982, OLIVEIRA 1985, OLIVEIRA *et al.* 1985, CALDAS 1988, GALHANO *et al.* 1988, CERQUEIRA DA SILVA 1989, CERQUEIRA DA SILVA 1990, CERQUEIRA DA SILVA 1991, CERQUEIRA DA SILVA 1992, CERQUEIRA DA SILVA & CUNHA, 1992, CERQUEIRA DA SILVA *et al.* 1993, CERQUEIRA DA SILVA 1994, CERQUEIRA DA SILVA 1996a, CERQUEIRA DA SILVA 1996b).

5.1.1. Habitats

As diatomáceas ocupam inúmeros habitats no meio aquático. A amostragem de habitats distintos põe em evidência populações diatomológicas diferentes apesar de ser impossível evitar que haja contaminação de diatomáceas de um habitat por diatomáceas de outro (ROUND 1991).

Na flora diatomológica flutuante as formas cêntricas dos géneros *Stephanodiscus*, *Cyclotella*, *Cyclostephanos* e *Thalassiosira* são as mais comuns embora de um modo geral, sejam sazonais. Verifica-se, ainda, que o plâncton não é só constituído por formas euplanctónicas, mas é fortemente contaminado por formas perifíticas provenientes da mesma ou de outras formações aquáticas pelo que é mais correcto chamar a esta comunidade potamoplâncton em vez de plâncton.

A comunidade microflorística que vive em superfícies de objectos imersos dá-se o nome de comunidade perifítica (WETZEL 1983 *in* ALOI 1990). As comunidades perifíticas ocupam na sua maioria um dos quatro seguintes habitats:

- superfície de plantas aquáticas (diatomáceas epífitas);
- superfície de pedras ou outro material rochoso (diatomáceas epilíticas);
- superfície e interstícios de grãos de areia (diatomáceas epipsâmicas);
- superfície e/ou interstícios de vaza ou lodo (diatomáceas epipélicas).

Enquanto os primeiros três habitats são ocupados por diatomáceas que preferencialmente aderem aos substratos por pedúnculos ou por outras estruturas de natureza mucilaginosa (tubos mucosos) o epipelon é, segundo ROUND (1991) de um modo geral, constituído por espécies adaptadas ao movimento. ROEDER (1977) provou que espécies epipélicas abundavam no potamoplâncton e sugere que as duas comunidades sejam consideradas como componentes de um sistema em que certas taxa são capazes de independentemente fazer parte das duas comunidades. Muita da bibliografia consultada refere ainda que também as formas epífitas, epilíticas e epipsâmicas são frequentemente encontradas no potamoplâncton.

5.1.2. Escolha do método

Os métodos utilizados no estudo das diatomáceas variam consoante os objectivos do trabalho. Num estudo de âmbito ecológico, em que se pretende conhecer e estudar as populações diatomológicas, os métodos escolhidos normalmente envolvem a identificação taxonómica dos espécimes e a contagem de células. O potamoplâncton é, por vezes, excluído deste tipo de estudos principalmente devido ao fenómeno de deriva que é tanto mais importante quanto maior for a velocidade da corrente (GIL 1988). Todavia, no presente trabalho foi estudado o potamoplâncton por este comportar espécies de diversos habitats e por a velocidade da corrente não ter sido um factor muito importante na maior parte dos locais em estudo.

5.1.2.1. Tipo de amostra

Em estudos ecológicos conducentes à avaliação da qualidade dos meios aquáticos a colheita de amostras perifíticas e principalmente de diatomáceas epilíticas existentes nos locais de amostragem é bastante frequente (DESCY 1979, DESCY & COSTE 1987, GIL 1988, WATANABE *et al.* 1988, LECLERCQ 1988, 1989). As pedras são muito utilizadas por apresentarem algumas vantagens, tais como:

- existirem quase sempre ao longo dos rios;
- a amostragem ser rápida, simples e fácil;
- poder definir-se uma área amostral na qual existe um grande número de células;
- não serem selectivas;
- serem facilmente colonizáveis.

Alguns índices bióticos para avaliar a qualidade da água (DESCY 1979, DESCY & COSTE 1988, 1991) baseiam-se em amostras de diatomáceas perifíticas, principalmente epilíticas, recolhidas em material rochoso existente nos locais de amostragem. Um dos motivos

de preferência pelas diatomáceas perifíticas relativamente às potamoplanctónicas na determinação da qualidade da água é o facto das perifíticas devido à sua permanência, traduzirem com maior realidade e exactidão as características do local em estudo, pois as potamoplanctónicas estão em constante alteração devido ao arrastamento pela corrente, que quando é muito rápida introduz grandes alterações (GIL 1988). Podem obter-se amostras perifíticas utilizando os substratos naturais, existentes no leito ou nas margens das formações aquáticas, ou os substratos artificiais. Contudo, a diversidade dos substratos naturais e a sua inexistência em alguns dos locais não permite a comparação dos estudos (SCHINDLER *et al.* 1973 e STOCKNER & SHORTREED 1976 in ALOI 1990, COLLINS & WEBER 1978, WATANABE *et al.* 1988, GIL 1988). Esta comparação torna-se possível com a utilização dos substratos artificiais que usados com periodicidade adequada não deverão conter células mortas o que diminui os erros de avaliação (McBRIDE 1988). Há muitos investigadores que preferem amostrar em substratos artificiais (PATRICK *et al.* 1954, McINTIRE 1966, TIPPETT 1970, COSTE 1978, HOAGLAND *et al.* 1982, GIL 1988, WATANABE *et al.* 1988) de diversos tipos como por exemplo o vidro, plástico, madeira, pedras polidas, entre outros.

De acordo com CAIRNS Jr. (1982 in ALOI 1990) um substrato artificial é um “dispositivo” colocado num sistema aquático para estudar a colonização por organismos locais, e que, segundo alguns autores, (McBRIDE 1988, OEMKE & BURTON 1986) apresenta vantagens em relação à utilização de substratos existentes nos próprios locais. Para outros autores a utilização de alguns tipos de substratos artificiais apresenta também algumas desvantagens:

- TIPPETT (1970) comparando o crescimento das algas sobre vegetação natural e sobre lâminas de vidro concluiu que o uso destes substratos artificiais não era um método ecológico válido;

- os substratos artificiais podem ser selectivos favorecendo certos taxa, não revelando claramente as populações diatomológicas dos locais, mas pondo em evidência populações artificiais (COSTE 1986);
- a diferente capacidade de imigração de diversos grupos de diatomáceas bênticas pode conferir vantagens selectivas a alguns desses grupos, em certas condições ambientais, (STEVENSON & PETERSON 1989) favorecendo, também, o aparecimento de populações artificiais;
- os substratos podem colonizar heterogeneamente devido à velocidade da corrente (TRAAEN & LINDSTROM 1983) à competição por espaço (GIL & ALMEIDA 1993), à padrões de imigração e emigração das algas, e a diferenças específicas na mobilidade e nas taxas de crescimento (GOLDSBOROUGH 1994);
- durante o tempo que é necessário para ocorrer a colonização podem registar-se várias ocorrências tais como - o substrato ser alvo de vandalismo e desaparecer; a variação do nível da água levar a que os substratos não permaneçam imersos durante o período adequado; ou quando em locais pouco profundos, fiquem submersos no sedimento, impedindo a colonização ou favorecendo uma colonização por formas epipéllicas ou epipsâmicas.

Substratos finos como vasa ou lodo são desaconselhados, neste caso, por DESCY & COSTE (1987) por possuírem uma comunidade diatomológica especializada e por requererem metodologia específica de amostragem. As diatomáceas epifíticas também não são muito utilizadas em trabalhos de investigação da qualidade da água devido a dificuldades de amostragem quantitativa e à periodicidade e abundância dos hospedeiros.

No estudo efectuado utilizou-se a "pedra polida" como substrato artificial por ser dos substratos mais frequentemente utilizados e recomendados, por ter demonstrado ser o substrato mais colonizado quando comparado com os substratos azulejo, vidro e plástico (GIL

1988) e por possibilitar homogeneidade amostral. A utilização de pedras sem polimento proveniente dos próprios locais (substrato natural) foi posta de lado devido à inexistência de pedras em alguns locais e à dificuldade de obtenção de amostras quantitativas em material mais ou menos rugoso e irregular.

5.1.2.2. Período de exposição

O tempo de exposição dos substratos artificiais afecta a sucessão e abundância de colonização dos organismos colonizadores (REISEN & SPENCER 1970, GIL & ALMEIDA 1993).

OEMKE & BURTON (1986) sugeriram, também, que variações sazonais influenciam fortemente a taxa e sucessão de colonização. Tais variações podem dizer respeito à velocidade da corrente, temperatura ou luz e, portanto, não se pode estabelecer um período de exposição único.

O período de exposição apropriado para os substratos é variável de acordo com os objectivos da investigação, com as condições físicas e com as características químicas do meio. Este período pode ir de um dia a três anos (ALOI 1990). Habitualmente o período de exposição varia de duas semanas a um mês.

Se com os substratos artificiais se pretender substituir a amostragem em substratos naturais, então o período de exposição deve ser suficientemente longo de modo a que a comunidade colonizadora se desenvolva bem (TUCHMAN & BLINN 1979 *in* ALOI 1990).

Atendendo ao objectivo deste trabalho o período de exposição escolhido foi de quatro semanas.

5.1.2.3. Posicionamento do substrato artificial

Nem mesmo em relação à posição em que o substrato artificial deve permanecer há consenso. Há investigadores que argumentam que amostras de substratos suspensos representam só uma parte da comunidade (ROSMARIN & GELIN 1978 *in* ALOI, 1990) referindo que existem factores físicos, químicos e biológicos que não são idênticos na zona pelágica, e na zona bêntica (ALOI 1990). Como os locais de amostragem nas formações aquáticas em estudo têm profundidade pequena não haverá grandes variações físico-químicas e biológicas entre as duas zonas em questão pelo que se decidiu colocar os substratos suspensos verticalmente por flutuadores de cortiça de modo a não chamar a atenção dos utentes. Esta é a posição que DESCY & COSTE (1987) recomendam para a colocação dos substratos por evitar a acumulação de sedimentos que por vezes formam grossas camadas sobre os substratos, principalmente em rios de planície e com fraca velocidade da corrente.

O processo mais simples de suspender as pedras polidas na vertical é através de flutuadores que as mantêm imersas naquela posição, sempre à mesma profundidade, entre 10 e 30 cm (DESCY 1980), evitando grandes variações da intensidade luminosa e comprimento de onda utilizados na fotossíntese, como no caso dos substratos colocados no fundo da formação aquática.

5.1.2.4. Área mínima de amostragem

A área mínima de amostragem em substratos artificiais tem variado consoante o investigador e consoante o tipo de trabalho.

Há autores que amostram em áreas muito pequenas nomeadamente em porções de 1cm^2 (BESCH *et al.* 1972; KORTE & BLINN 1983), $0,25\text{cm}^2$ (CHABRIERE & CAZAUBON 1983) e $0,7$ a 1cm^2 (WILMOTTE *et al.* 1988). Outros autores colhem em áreas maiores

variando de 10cm² até algumas dezenas de centímetros. COSTE (1978) colheu em 10cm², DESCY (1980) e LECLERCQ (1989) colheram em 20cm², HOAGLAND *et al.* (1982) colheram em 33cm² e GIL (1988) colheu em 16cm² no Verão e Outono e em 32cm² no Inverno e Primavera.

Caso se verifique uma grande heterogeneidade espacial na colonização do substrato artificial é aconselhável amostrar uma área maior (DESCY & COSTE 1987), podendo essa colonização heterogénea verificar-se quer ao nível microscópico (μm) quer ao nível macroscópico (cm) (GOLDSBOROUGH 1994).

A área de amostragem utilizada neste trabalho foi a mesma de GIL (1988) porque a área recolhida por aquela autora está de acordo com as diversas propostas apresentadas pelos diferentes investigadores e porque se realiza em rios localizados numa área geográfica semelhante. Com a escolha de áreas amostrais diferentes, consoante o período do ano, pretende evitar-se que as variações sazonais interfiram na obtenção de uma boa representação da comunidade diatomológica.

5.1.2.5. Outros factores

Factores como a natureza geológica, a textura e o tamanho das pedras podem afectar a colonização pelas diatomáceas.

ROUND (1991) menciona alguns trabalhos que demonstram variações de colonização em pedras com natureza geológica diferente. No presente trabalho as pedras foram seleccionadas nos locais de amostragem havendo a preocupação de escolher pedras com a mesma natureza geológica.

LAY & WARD (1987 *in* ALOI 1990) compararam por doseamento de clorofila e contagem do número de células, as comunidades de pedras polidas e de pedras de ocorrência natural. Encontraram diferenças significativas na composição da comunidade e justificaram o

sucedido devido a um período de exposição muito curto (30 dias). Pode também pensar-se em diferenças de textura e áreas de colonização diferentes como justificação para as variações encontradas.

ROUND (1991) acredita que pedras pequenas possam nunca atingir a mesma composição florística que pedras grandes, porque enquanto as primeiras podem ser movidas pela corrente, alterando a composição diatomológica, as segundas possuem comunidades bem estabelecidas.

5.2. METODOLOGIA

5.2.1. Colheita de diatomáceas

Recolheram-se amostras potamoplantónicas e epilíticas para fins qualitativos e quantitativos, de quatro em quatro semanas em dezoito locais de amostragem. O período de amostragem, como já foi referido anteriormente, decorreu desde Abril de 1992 até Junho de 1993 sem qualquer interrupção. No Outono de 1993 (Setembro, Outubro e Novembro) foi repetida a recolha de amostras apenas em treze dos dezoito locais com o objectivo principal de observar se poderia haver uma periodicidade na ocorrência de algumas das espécies mais importantes. Na totalidade efectuaram-se dezanove campanhas de colheita em treze locais e dezasseis nos restantes cinco.

As pedras polidas foram imersas no primeiro mês de amostragem (Abril de 1992) e no mês de Setembro de 1993, recomeço da amostragem do Outono 1993. Por tal motivo, o número de amostras epilíticas é inferior ao número de amostras potamoplantónicas, uma vez que, nem em Abril de 1992 nem em Setembro de 1993 se colheram amostras epilíticas.

O potamoplâncton, destinado a estudos qualitativos, foi colhido com uma rede de nylon de 25 μm de malha. A amostra recolhida era dividida em duas sub-amostras de cerca de 50 ml

cada; uma das sub-amostras era fixada *in situ* com formol sendo a outra transportada para o laboratório sem qualquer tratamento.

Para estudos quantitativos foi colhida uma amostra total de potamoplâncton, em garrafa de vidro com aproximadamente um litro de capacidade que era fixada no local com soluto de lugol forte.

As pedras utilizadas como substrato artificial para a obtenção das amostras epilíticas foram previamente retiradas dos locais de amostragem, cortadas em lâmina de pequena espessura e polidas. Em cada pedra mais ou menos quadrangular com cerca de 20 cm de lado foi feito um orifício onde se intoduziram dois fios de *nylon*. Um com cerca de 20 cm de comprimento serviu para a ligar a uma cortiça, talhada em forma cúbica, com tamanho suficiente para a fazer flutuar; o outro com alguns metros de comprimento fazia a fixação dos substratos a árvores, arbustos ou pilares de cimento situados nas margens dos rios. Este dispositivo permitia que os substratos ficassem imersos na vertical, entre os 10 e os 20 cm de profundidade, sem tocar no leito do rio e afastados o mais possível das margens. Este sistema rudimentar pareceu ser o mais adequado porque, sendo pouco atractivo, não chamava a atenção das populações locais. Em cada local de amostragem foram colocadas duas "pedras polidas", em sítios diferentes mas pouco afastados, para garantir a obtenção de amostras epilíticas. Mesmo assim, houve bastantes meses em que as pedras desapareceram ou apareceram nas margens, mas destacadas do fio e do flutuador.

Os substratos estavam imersos durante quatro semanas após o que eram retirados da água para recolha de amostras. Em cada pedra polida, previamente revestida com papel de alumínio, era demarcada, ao acaso, a área de colheita previamente definida. Recortava-se depois o papel de alumínio, raspava-se a área a descoberto na pedra e o produto da amostragem era recolhido numa tina. No final lavava-se, com água destilada, a área raspada, o pedaço de papel de alumínio destacado e o canivete utilizado na raspagem, também para

dentro da tina, para evitar perdas de material (GIL 1988). Esta amostra quantitativa era colocada num frasco de vidro e fixada, no local, com soluto de lugol forte.

Para estudos qualitativos, a restante área da pedra era raspada e dividida em duas sub-amostras de 50 ml aproximadamente, uma delas era fixada no local com formol e a outra transportada para o laboratório sem qualquer tratamento.

5.2.2. Tratamento laboratorial das amostras biológicas

Porções das amostras qualitativas, quer potamoplancónicas quer epilíticas eram postas a evaporar à temperatura ambiente sobre lamelas. Procedia-se depois à sua incineração durante cerca de quarenta e cinco minutos. A montagem das lamelas, depois de arrefecidas à temperatura ambiente, era feita com *Naphrax*, meio de alta refração.

Todo o volume de cada amostra potamoplancónica quantitativa era colocada em provetas de 1000 ml. As amostras de epilíton eram também colocadas em provetas de volume inferior, geralmente de 100 ml. Após a sedimentação do material diatomológico, procedia-se à sua concentração por sifonagem do sobrenadante. Consoante a abundância das diatomáceas e dos detritos orgânicos e inorgânicos que as amostras continham, era seleccionada a concentração julgada ideal para se efectuarem as contagens. Habitualmente escolhiam-se três concentrações diferentes para cada tipo de amostra.

A partir de cada uma das concentrações montavam-se três preparações definitivas. As preparações definitivas quantitativas foram preparadas seguindo a metodologia de GIL (1988). Colocou-se 1 ml de cada concentrado numa câmara de sedimentação (anel de polietileno, cuja espessura e diâmetro permitia a sua aderência a uma lamela de 22mm x 22mm e deixou-se evaporar o sobrenadante, na estufa, em perfeita horizontalidade à temperatura de cerca de 25°C. Depois de secas as amostras, que apresentavam uma distribuição homogênea do material, eram incineradas e montadas com *Naphrax*. Este procedimento permitiu fazer um

estudo quantitativo absoluto porque era conhecida a concentração e o volume da amostra colocada na câmara de sedimentação, a área total da referida câmara e era possível determinar a área em que foram contados os diferentes espécimes.

5.2.3. Estudo das amostras diatomológicas

O estudo das amostras diatomológicas foi feito predominantemente em microscópio óptico (DIALUX 20 EB) equipado com uma objectiva de imersão com 1,32 de A.N. Quando surgiam dúvidas taxonómicas o microscópio electrónico de varrimento (JEOL JSM 5400) foi de grande utilidade.

As preparações qualitativas foram estudadas utilizando a objectiva de 100x. Nas listagens qualitativas foram registados todos os taxa observados naquelas preparações e cumulativamente os taxa mais raros que, ainda não tivessem sido registados nas amostras qualitativas, mas que fossem observados nas preparações efectuadas com as amostras quantitativas. As espécies e categorias infra-específicas estudadas ao longo deste trabalho estão registadas no ANEXO 3 sob a designação de "Lista dos taxa observados no presente estudo".

A determinação taxonómica das diatomáceas foi baseada principalmente nas floras de GERMAIN (1981) e de KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a e 1991b), no entanto, outras floras foram consultadas (HUSTEDT 1927-1966, 1930) bem como alguns artigos referenciados na lista bibliográfica (HASLE & HEIMDAL 1970, LOWE 1975, LOWE & BUSCH 1975, HASLE 1976, KISS 1984, 1986, STÖERMER & HÅKANSSON 1984, REICHARDT 1986, ANDERSON 1990, SPELLER 1990, ROUND & HÅKANSSON 1992, GENKAL & KISS 1993).

No estudo e inventariação das amostras quantitativas nem sempre se utilizou o mesmo método. A bibliografia consultada faz referência a inúmeros métodos de contagem de algas,

não havendo consenso quanto ao número de indivíduos a contar em cada amostra, nem quanto à área da sub-amostra onde contar esses indivíduos. Tendo em atenção os objectivos do trabalho e o tempo disponível para o fazer decidiu utilizar-se nas contagens o método de LUND (LUND *et al.* 1958) modificado por DESCY & COSTE (1987) e o método das cotações de abundância (FRONTIER 1969, ANDERSEN LEITÃO 1984). Em cada preparação procedeu-se, em primeiro lugar, à contagem dos taxa de maiores dimensões na área total (ELORANTA 1978, SCHOEMAN 1979, GIL 1988) com objectiva de 25x e depois à enumeração de cerca de 400 a 500 indivíduos no total com objectiva de 100x. Quando nas lâminas se encontrava em cada campo óptico um número elevado de espécimes (mais do que trinta), o método das cotações de abundância permitiam contagens relativamente mais rápidas. Nos meses em que devido a cheias ou à fraca colonização das pedras a flora diatomológica era mais escassa, sobretudo no Outono e Inverno, o método adoptado foi o de LUND modificado. O número de diatomáceas contadas foi convertido em indivíduos litro^{-1} nas amostras potamoplantónicas e em indivíduos cm^{-2} para as amostras epilíticas de acordo com LUND *et al.* (1958) e GIL (1988), respectivamente.

5.3. RESULTADOS

5.3.1. Exploração dos dados qualitativos

Ao longo deste estudo foram observados cerca de 370 taxa assinalados no ANEXO 3. Nele está indicado um número e uma sigla de quatro letras para cada taxon observado. Somente 310 taxa foram usados no tratamento matemático e na determinação dos índices biológicos e de diversidade. Os restantes taxa porque apareceram de uma forma esporádica e com um número de efectivos inferior a 5% foram excluídos destes estudos. As espécies e taxa infra-específicos distribuem-se por quarenta e dois géneros da seguinte forma:

Género	Nº de taxa	%
<i>Acanthoceras</i>	1	0,3
<i>Achnanthes</i>	22	5,9
<i>Actinoptychus</i>	1	0,3
<i>Amphipleura</i>	2	0,5
<i>Amphora</i>	4	1,0
<i>Anomoeoneis</i>	4	1,0
<i>Asterionella</i>	1	0,3
<i>Aulacoseira</i>	3	0,8
<i>Bacillaria</i>	1	0,3
<i>Caloneis</i>	6	1,6
<i>Cocconeis</i>	7	1,9
<i>Cyclostephanos</i>	1	0,3
<i>Cyclotella</i>	7	1,9
<i>Cymatopleura</i>	2	0,5
<i>Cymbella</i>	15	4,0
<i>Denticula</i>	1	0,3
<i>Diatoma</i>	3	0,8
<i>Diploneis</i>	6	1,6
<i>Epithemia</i>	3	0,8
<i>Eunotia</i>	16	4,3
<i>Fragilaria</i>	22	5,9
<i>Frustulia</i>	3	0,8
<i>Gomphoneis</i>	1	0,3
<i>Gomphonema</i>	20	5,4
<i>Gyrosigma</i>	4	1,1
<i>Hantzschia</i>	1	0,3
<i>Mastogloia</i>	1	0,3
<i>Melosira</i>	1	0,3
<i>Meridion</i>	2	0,5
<i>Navicula</i>	85	22,7
<i>Neidium</i>	7	1,9
<i>Nitzschia</i>	70	18,7
<i>Peronia</i>	1	0,3
<i>Pinnularia</i>	20	5,3
<i>Rhoicosphenia</i>	1	0,3
<i>Rhopalodia</i>	3	0,8
<i>Stauroneis</i>	6	1,6
<i>Stenopterobia</i>	1	0,3
<i>Stephanodiscus</i>	3	0,8

Género	Nº de taxa	%
<i>Surirella</i>	12	3,2
<i>Tabellaria</i>	2	0,5
<i>Thalassiosira</i>	2	0,5

Os géneros *Navicula* e *Nitzschia* foram os que apresentaram um maior número de taxa correspondendo a 22,7% e 18,7% respectivamente, dos observados.

Os géneros *Achnanthes* (5,9%), *Fragilaria* (5,9%), *Gomphonema* (5,4%) e *Pinnularia* (5,3%), apresentaram cerca de 5%, do total de taxa observados; os géneros *Eunotia* (4,3%) *Cymbella* (4,0%) e *Surirella* (3,2%) apresentaram, ainda, um número razoável de taxa, os restantes continham um número de taxa inferior a 2% do total.

Uma análise detalhada da Tabela 5.1. põe em evidência diversos aspectos relacionados com a ubiquidade ou a distribuição espacial restrita dos taxa e sua importância para a caracterização de um determinado local em estudo.

Desta forma foi possível verificar que existem vinte e oito taxa que estiveram presentes em todos os dezoito locais amostrados. Desses taxa houve alguns que foram observados praticamente ao longo de todo o período de amostragem quer nas amostras potamoplantónicas, quer nas epilíticas, apresentando um número de ocorrências coincidente com o número total de amostragens efectuadas ou um número ligeiramente inferior. Esses taxa foram: AMIN, FULN, GPAR, NCRY, e NPAL. As restantes espécies apesar de estarem presentes ao longo de todo o período de amostragem em alguns dos locais, não foram, durante alguns meses, observadas nos dezoito locais, foram elas: ALAN, AOBG, CPLA, CMEN, CMIN, EBIL, EMIN, EPEC, FCAP, FVUL, GACU, GPPA, MVAR, NGRE, NPUP, NIAR, NDIS, NFON, NIGR, NPAE, NIPM, PGIB e PVIR.

Os taxa que estavam presentes na maior parte dos locais de amostragem (de 15 a 17 locais) foram 27: AOVA, CNAV, FCGR, FCVA, FPUL, FUAC, GCLE, GGRA, GPSA,

GTRU, HAMP, MCIR, NCAP, NCUS, NMIN, NRHY, NSEM, NEAF, NINC, NLIN, NMIC, NNAN, PSCA, SPHO, SANG, SLIN e TFLO. Dos taxa mencionados importa salientar que FCGR esteve presente praticamente ao longo de todo o período de amostragem nas estações situadas nos rios Águeda, (11 e 12) Caima (13 e 14) e Vouga (15), verificando-se o mesmo com GCLE que para além disso, também foi bastante frequente na vala Mestra em Aldeia - Segadães (16). PSCA também foi muito frequente nas estações dos três rios mencionados anteriormente bem como no Rio Antuã (1 e 2). SLIN ocorreu durante todo o período de amostragem desde o rio Cértima em Requeixo (10) até à vala da Carreira em Frossos (18) e TFLO foi muito frequente no Rio Águeda (11 e 12), rio Vouga (15) e nas valas do Rio Vouga (16, 17 e 18). FPUL esteve sempre presente nos locais 10 e 15, NCAP no rio Cértima (estações 4 e 5 e 10), no rio Levira (estações 6 e 7), NLIN nas estações 3, 4, 5, 6 e 7, e nas duas estações da vala do Fontão (8 e 9), NNAN nas estações 8, 9, 17 e 18.

Todas as espécies assinaladas até ao momento são consideradas ubíquas e, portanto, distribuem-se por locais com características físico-químicas muito diferentes. Só uma análise mais pormenorizada da sua frequência de ocorrência (Tabela 5.2.) e uma análise dos dados quantitativos, ao longo do período de amostragem, poderá revelar a importância destes taxa na caracterização dos locais em estudo e as suas preferências físico-químicas.

Existe um conjunto de taxa cuja distribuição espacial foi bastante restrita aparecendo num único local de amostragem ou então numa única formação aquática. Se um determinado taxon só existe num local, significa que esse local, ao contrário dos restantes, possui um conjunto de características físicas e químicas características que favorece o seu desenvolvimento. Contudo, a determinação dos factores responsáveis pela presença do taxon, num determinado sítio, não é simples porque a caracterização físico-química das águas é sempre incompleta e porque nunca se sabe com exatidão quais os parâmetros ambientais que

são de facto importantes no controlo da sua presença ou ausência ou do seu crescimento sazonal.

A espécie eurihalina NPVU (GERMAIN 1981) só foi observada em Minhoteira (1), no rio Antuã. SUAP foi observada em Minhoteira e em Estarreja (2), rio Antuã e na estação 18. NNAV foi detectada nos locais 2 e 18, sendo estas duas últimas espécies frequentemente citadas para águas salobras.

A vala da Carreira próxima de Frossos (18) apresentou um conjunto de taxa que só aí foram observados. É o caso de *Actinoptychus* sp., AAMB, DINT, EVEN, FLMA, NAME, NPRG, e NGRT, todos taxa típicos de água salgada ou de água salobra excepto EVEN e NAME.

Pode então constatar-se que, quer o local 18 quer os locais 1 e 2 embora estes últimos em menor extensão, foram influenciados pelas marés. A análise dos parâmetros físico-químicos determinados neste estudo, não revelou esta influência de uma forma tão clara.

No rio Águeda (locais 11 e 12) foi detectada a espécie ESER nas amostras potamopláctónicas o que indica a ocorrência do fenómeno de deriva, uma vez que não foi detectada nas amostras epilíticas. As espécies ACAE, NLON, e NSUB apareceram somente em Óis da Ribeira (12). STDE é uma espécie típica do Rio Águeda. O seu aparecimento em Requeixo (10) pode ser explicado pela mistura de águas provenientes do rio Águeda, uma vez que as colheitas em Requeixo foram feitas próximo da confluência com aquele rio. Esta espécie apareceu também esporadicamente no rio Vouga (15).

ALAP e AMAR surgiram exclusivamente no rio Caima (locais 13 e 14). ALIN, ALDH, ETEN, NLUN e PFIB só foram observadas em Vale de Cambra (13). CHET e PBRE surgiram só em Barbeito (14).

No rio Vouga (local 15) foram observadas três espécies que não foram detectadas em qualquer outro dos dezassete locais em estudo são elas: ABIO, AGRN e CPPS. A espécie

ADAU pode cosiderar-se típica do rio Vouga apesar de ter aparecido esporadicamente e apenas três vezes no rio Águeda.

NALP surgiu somente no rio Águeda e no rio Caima, enquanto ESUB apareceu no conjunto do rio Águeda, Caima e Vouga, espécie que é nitidamente de montanha mas que está sujeita a deriva.

A valá Mestra em Aldeia - Segadães (16) apenas apresentou NLAE como espécie característica.

A ribeira da Horta em Eixo (17) também apresentou algumas espécies carcterísticas, foi o caso de NCTV, PDVG, PNOD, PSPD e STKR.

As espécies CPLI, CRAD e NEXI só foram observadas em Vale de Estevão (3), no rio Cértima. NACO foi observada em Vale de Estevão (3) e em São João de Azenha (4) também no rio Cértima. CELL e NPHY estiveram presentes somente nos locais 4 e 5 (ponte de Perrães - rio Cértima). NRCH surgiu somente no rio Cértima (locais 3, 4, 5 e 10).

A estação mais a jusante no Rio Cértima (10) possui algumas espécies que não apareceram em nenhum dos restantes desassete locais do estudo, foram elas: CMED, CLEP, DITE, FCME, NCPR, NVTB, NLVI, NVLC, SHAN, e STMI.

As espécies CBFO, NSBH, NTUS e NAFN foram exclusivas do rio Levira em Perrães (7). GSCA e NRST só foram observadas em Vila Verde (6) no rio Levira. NITG e GPXS apareceram somente nos locais 6 e 7.

As espécies ACZA, CCYM, MSMI, NEVA, NLBT, RGBL, e ROPE foram exclusivas do rio Largo (9). AFOR, CCES, NNOT, NAMH, NFIC e NTER foram exclusivas da vala do Fontão em Vessada (8). NCAR, NMUT, NIVA e TPSN estiveram somente presentes nos locais 8 e 9, que fazem parte da mesma formação aquática.

Na Tabela 5.1. a última linha indica o número total de taxa que foram observados ao longo de todo o período de amostragem nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas.

Verifica-se genericamente que o número de taxa das amostras potamoplânctônicas foi geralmente maior do que o número de taxa das amostras epilíticas para a mesma estação de amostragem. São João de Azenha (4) no rio Cértima constituiu a única exceção. É justificável que as amostras totais apresentassem um maior número de taxa porque contêm diatomáceas de várias origens (plâncton e diversos habitats perifíticos) enquanto as amostras epilíticas revelaram maioritariamente as comunidades epilíticas que aderem a substâncias de natureza inorgânica. No entanto, também nos substratos artificiais se pode observar contaminações, quer por espécies planctônicas, como já se tinha verificado anteriormente (GIL & ALMEIDA 1993), quer por espécies epifitas.

Tabela 5.1. Número de presenças de cada taxon nas amostras potamoplancónicas (P) e epilíticas (E) nos 18 locais ao longo do período de amostragem.

Sigla	Taxon	Rio Antuã		Rio Cértima				Rio Lezíria		Vale do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R. Vouga	Vale do Rio Vouga																				
		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		16		17		18		
		16	13	16	15	19	15	19	7	19	12	19	12	19	15	19	13	19	14	18	11	19	10	19	9	19	12	19	12	19	11	16	13	12	7	15	11	
		P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	
ACZA	<i>Acanthoceras zachariasii</i>													4	2																							
ABIO	<i>Achnanthes bioretii</i>																																					
ACAE	<i>Achnanthes catenata</i>																																					
ACLE	<i>Achnanthes clevei</i>							4	2			7	3																									
ACOA	<i>Achnanthes coarctata</i>											3	8																									
ACON	<i>Achnanthes conspicua</i>					9	8	4	2	7	2			6						5	2	5	6		2			4	4									
ADAU	<i>Achnanthes dauvii</i>																					3																
ADEL	<i>Achnanthes delicatula</i>									4				10	11	3																						
AEXG	<i>Achnanthes exigua</i>									3				7	4	14	5		8	7																		
AGRN	<i>Achnanthes grana</i>																																					
AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i>	3	4	7	11	17	8	14	5	16	11	3	2	14	13	8	4		7	5														3				
ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i>	15	11	16	15	19	15	18	7	19	12	19	12	19	15	19	13	15	10	13	10	11	2	7	2		17	11	17	9	19	10	13	9	3	1	10	5
ALAR	<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp. <i>rostrata</i>	5	7	13	12	11	9	11	6	19	11	13	7	16	10	4		11	7	4	8							3	5									
ALAP	<i>Achnanthes lapidosa</i>																										8		3	2								
ALIN	<i>Achnanthes linearis</i>																										5											
AMAR	<i>Achnanthes marginulata</i>																										16	9	11	5								
AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i>	16	13	15	15	19	13	17	6	19	12	19	12	19	15	19	13	19	14	18	11	19	10	19	9	19	12	19	12	19	11	16	13	12	7	15	11	
AOBG	<i>Achnanthes oblongella</i>	10	7		15	4		6	3	7	3	13	6	7		9	8	9	5	7	3	17	9	18	7	12	4	10	3	16	6	6		5	2	5		
ARPT	<i>Achnanthes rupestroides</i>					8								10						5		4																
ASAT	<i>Achnanthes subatomoides</i>	9	7	3	4	4	6	4											7	7		19	10	19	8	18	11	19	11	18	7	7	3		8	3		
ACTN	<i>Actinopterygus</i> sp.																																			5		
ALDH	<i>Amphipleura lindheimeri</i>																																					
APEL	<i>Amphipleura pellucida</i>									3	2			14	10	13	9	16	13	4																		
AMMO	<i>Amphora montana</i>					6		3		3		8	3																									
AOVA	<i>Amphora ovalis</i>	6	2	15	11	14	12	17	6	17	10	16	8	16	13	16	9	12	5	14	8	18	10	16	7			4	5		9	2			5	4		
APED	<i>Amphora pediculus</i>					13	12	18	7	14	11	9	6	8	10	3	5	5	7	6	9		2					2		1	6	3						
AVEN	<i>Amphora veneta</i>					9	6	8	1	8	6	5			3	11	7	7		15	8																	
ANBR	<i>Anomoeoneis brachysira</i>																																					
ASPH	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>																																					
AVIT	<i>Anomoeoneis vitrea</i>																																					
AFOR	<i>Asterionella formosa</i>															9	2																					
AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i>																																					
AUGR	<i>Aulacoseira granulata</i>					8	7	11	2	9		6	5																									
AUGA	<i>Aulacoseira gran. var. angustissima</i>																																					
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i>									14	7	6	3	18	15	9	5																					
CAMP	<i>Caloneis amphisbaena</i>									8	3	5	2	17	7																							
CBAC	<i>Caloneis bacillum</i>					8	7	12	6	10	5	3	3	8	9																							
CBFO	<i>Caloneis bacillum var. fontinalis</i>															4																						

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla		Taxon		Rio Antuã		Rio Cértima				Rio Levira		Vala do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R. Vouga	Valas do Rio Vouga					
				1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18				
				16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	19 13	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 7	15 11				
Nº de amostragens efectuadas		P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E
CSIL	<i>Caloneis silicula</i>				5 8	5 2	7	3	3 5		4	10 6		2				4 2							
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i>				11 6	15 3	15 4	17 9	12 11			17 9										6			
CPLA	<i>Cocconeis placentula</i>	12 6	11 9		17 14	19 7	19 12	19 12	19 15	18 9	17 11	18 11	18 10	18 6	17 11	16 8	19 10	13 9	12 4	10 6					
CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>				6																				
CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>pseudolin.</i>																	8 3							
CDUB	<i>Cyclostephanos dubius</i>											14 5			4	5					5	3			
CATO	<i>Cyclotella atomus</i>							5 7				18 10						3			3	10 2			
CMED	<i>Cyclotella medusanae</i>											4													
CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	13 12	16 13	19 15	19 7	19 7	19 11	19 14	19 11	19 11	18 11	13 5	17 8	7	10		19 11	15 9	12 1	15 6					
CPST	<i>Cyclotella pseudostelligera</i>									8 4	5 2	16 9	6	4	3		19 10	15 7	6	14 6					
CRAD	<i>Cyclotella radiosa</i>			3																					
CELL	<i>Cymatopleura elliptica</i>					4	4																		
CSOL	<i>Cymatopleura solea</i>				16 11	16 6	19 11	18 7	19 15	18 6	17 11	18 8	4								5				
CASP	<i>Cymbella aspera</i>						5			8 8	4 4	8 9	4 6								3	1			
CCAE	<i>Cymbella caespitosa</i>											14 5									3				
CCES	<i>Cymbella cesatii</i>										3														
CCIS	<i>Cymbella cistula</i>						3		7 4	3		16 7									5				
CCYM	<i>Cymbella cymbiformis</i>										4 3														
CGRA	<i>Cymbella gracilis</i>		2 3									6 2	18 10	15 7	17 9	12 5	17 6	16 11	2 1	12 7					
CHBT	<i>Cymbella heteropleura</i>															6 2									
CLAN	<i>Cymbella lanceolata</i>						18 10		4 6			18 11							2	2 2					
CLEP	<i>Cymbella leptoceros</i>											15 9													
CMES	<i>Cymbella mesiana</i>			8																	4 10	4 7	3		
CMIC	<i>Cymbella microcephala</i>			4							8 11	16 9				11					4 2	7			
CMIN	<i>Cymbella minuta</i>		2	5 6	8 10	8 3	18 10	16 10	19 15	17 13	18 14	16 11	4 6	8 3	18 10	16	11 7	13 13	11 4	13 10					
CNAV	<i>Cymbella naviculiformis</i>	5		15 10	4		1 3		4		4	9 2	15 5	16 8	11 6	8 2	13 4	4 3	1 3	3 3					
CTUM	<i>Cymbella tumida</i>				6 4	7 1	11	5	12 4	15 8		2	18 10								4				
DMES	<i>Diatoma mesodon</i>		2	5	9	3 1						6	19 8	17 7	19 12	19 11	17 5	6 3	3	3					
DITE	<i>Diatoma tenuis</i>											7 2													
DVUL	<i>Diatoma vulgare</i>				6 4	11 4	18 9	15 10	13 4			9 6													
DINT	<i>Diploneis interrupta</i>																							13 5	
DOVA	<i>Diploneis ovalis</i>						4	11 6	4 3	13 6	15 7														
DPUE	<i>Diploneis puella</i>				3	4 1		5	6 8	5 8	6														
EZPO	<i>Epithemia adnata</i> var. <i>porcellus</i>		2								19 7	17 10		6							2				
ESOR	<i>Epithemia sorax</i>											17 8									4				
EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i>		2	5 7	6 5	7 3	15 12	11 8	19 15	18 12	19 14	15 10	17 10	17 9	15 11	11 6	15 5	16 13	12 7	15 11					
BEXI	<i>Eunotia exigua</i>		2									9	17 8	16 8	18 7	17 8	9 3								
EFOR	<i>Eunotia formica</i>			7			3			4							4	3 3							
EBIN	<i>Eunotia minor</i>	14 9	11 11	6 5	5 1	11 6	7 2	12 11	14 8	19 14	17 8	19 10	19 9	18 12	19 10	18 10	15 13	12 7	11 11						

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla	Nº de amostragens efectuadas	Rio Antuã		Rio Cértima			Rio Leiria		Vala do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R. Vouga	Valas do Rio Vouga				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18		
		16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	19 13	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 7	15 11		
Taxon		P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E
ENAB	<i>Eunotia naegelii</i>									3	3					5	15 11	8 4	14 10		
EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i>	11 8	14 14	12 5	15 2	16 10	15 9	19 14	19 13	18 14	18 11	18 10	18 9	19 10	19 10	18 8	16 12	12 7	15 4		
EPUN	<i>Eunotia pectinalis</i> var. <i>undulata</i>	8	4			3			7 4	12 5	2	6	6	2 3	3		7	4 2	11 5		
EPBI	<i>Eunotia praerupta</i> var. <i>bidens</i>							3 3	5 2	7 4	3 3						2				
ESER	<i>Eunotia serra</i>											3	4								
ESUB	<i>Eunotia submonodon</i>											5 2	4	10	5	5					
ETEN	<i>Eunotia tenella</i>													3							
EVEN	<i>Eunotia veneris</i>																		5 2		
FARC	<i>Fragilaria arcus</i>	9 3	9 3								8 2	18 8	17 8	13	4 3	18 7	8 2	3 1	4 4		
FBRV	<i>Fragilaria brevistriata</i>					3	13 9	11 11	4 2	2	12								2		
FCAP	<i>Fragilaria capucina</i>	14 8	14 9	17 11	14 5	15 3	12 11	16 10	18 12	17 11	16 10	19 10	19 8	19 11	19 12	19 8	11 7	11 4	12 6		
FCGR	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	9 7	12 11	11 7	8 4	6			4	3	11 4	17 9	18 5	17 11	17 12	16 9	6 4	8 1	14		
FCME	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>										6 2										
FCRU	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>										4			4			3		8		
FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>		5	6 7	4 2	4	4 3	7 4	8 3	8 8	4 2	12 4	13 4	15 4	5 4	13 4	4		7 4		
FCON	<i>Fragilaria construens</i>					12	2	18 12			17 11							5			
FCBI	<i>Fragilaria construens</i> f. <i>binodis</i>										10 6						4				
FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i>	3	4				4			3	15 4	12 8	15 6	3		14 7	14 10	3 1	6 5		
FDIL	<i>Fragilaria dilatata</i>						9			10 3	17 6						7				
FFAS	<i>Fragilaria fasciculata</i>			4	8 1	8 2		3 4			9 2						3				
FLMA	<i>Fragilaria leptostauron</i> var. <i>martyi</i>																		2		
FPSC	<i>Fragilaria paras.</i> var. <i>subconstricta</i>				2 1			3 5													
FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i>					7		6 5			18 11		4 9 3	6		18 8	13 5	4 3	13 4		
FPUL	<i>Fragilaria pulchella</i>		2 5		1 7 3	7 4	10 8	3	14 7	18 7	14 4	10 3				19 7	9 2	8 2	11 5		
FULN	<i>Fragilaria ulna</i>	16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	19 12	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 6	15 8		
FUAC	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>acus</i>		3 4 5		6	12 5	11 9	17 12	15 12	19 12	15 10	19 9	14 3	3		6 4	15 12	10 7	15 8		
FUDA	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>danica</i>			7 4	8 1	6 5	9 3	17 8		13 4	17 6	9 4	12 5			9	7 4	3	4		
FUOX	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>oxyrhynchus</i>	10 9	11 8	4 9	13 6	14 7					5	10	9 3	15 8	19 11	17 7	4 5		3 2		
FVIR	<i>Fragilaria virescens</i>	3	5									6 2	6	18 5	15 4	4	3				
FRSA	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>saxonica</i>	3							3	12 14	4 2	16 8	12 5	16 10	11 4	6 4		3 1	9 7		
FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i>	14 9	15 11	4 3	4 1	10 3	10 7	15 11	16 7	14 1	11 5	15 2	11 5	13 5	14 8	17 5	4 5	7 3	14 3		
GCLC	<i>Gomphonema clevei</i>	4	3	4		2	2			2	18 7	18 10	19 9	19 11	16 10	19 9	14 5	3	6 3		
GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i>	4 5	8 8	8 8	9 3	18 12	16 12	19 15	18 13	19 14	18 11	18 10	19 8	4	6 3	19 8	16 13	12 7	15 11		
GAFF	<i>Gomphonema affine</i>						3 4		11 4	4 5	2	3 2	3		2	5	3 2	1			
GANT	<i>Gomphonema angustum</i>				1 4		3	6 4	7 9	5 5	2							10 6			
GAUG	<i>Gomphonema augur</i>									2						5 3	6		4 2		
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i>	9 4	6 8	3		6	2	5 3		3 8	4 6			4 4				12 6			
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i>	6 5	9 3		2	4 6	9 7	9 13	16 13	19 13	16 9	12 6	7 3	9 6	5 3	6 4	13 12	12 7	15 9		
GISG	<i>Gomphonema insigne</i>		3		1	2		8 6	7	6	6 5										

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla	Taxon	Rio Antuã		Rio Cértima			Rio Leiria		Vala do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R.Vouga	Valas do Rio Vouga		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
		16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	19 13	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 7	15 11
Nº de amostragens efectuadas		P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E
GMIN	<i>Gomphonema minutum</i>			4 3		9 7	2 7	3 3	3 4	2 2	3 2							2 2	
GPAP.	<i>Gomphonema parvulum</i>	16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	17 13	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 7	15 10
GPXS	<i>Gomphonema parvul. var. exiliss.</i>						8 5	3 3											
GPPA	<i>Gomphonema parvul. var. parvulus</i>	3 7	6 11	18 15	14 5	14 11	12 12	18 10	15 11	10 12	8 6	13 9	8 4	2 2	14 9	12 9	2 6	9 3	
GPAS	<i>Gomphonema parv. var. parv. f. sap.</i>	10 5	4	14 12	8 4	9 6						14	5 2	4 2	8 5	3 2	2	3 2	
GPRO	<i>Gomphonema productum</i>				1		3 4		3						3 2	4			
GPSP	<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	10 7	13 11		1 3	6 3	3 3	8 5	7 5		2 4	3 3	3 3	8 6	5 12	8 9	9 3	6 2	
GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i>				1 12		3 6	7 3			3 2							2	
GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i>		4 4	11 5	12 4	12 7	15 10	18 14	14 12	18 13	18 10	16 8	14 4	8 8	8 4	18 8	12 11	9 5	13 4
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i>			3	13 4	19 7	18 8	19 14	19 8	17 8	18 9		4					6	
GOBS	<i>Gyrosigma obscurum</i>									15 5	13 3							1	
GSCA	<i>Gyrosigma scalproides</i>						6												
HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i>	7 5	8 7		3 2	4 2	3 3	3 4	10 7	6 4	2 3	3 2	11 3	5 6	11 8		3 5	4	3
MSMI	<i>Mastogloia smithii</i>									14 4									
MVAR	<i>Melosira varians</i>	15 5	16 15	18 15	19 7	19 12	19 12	19 15	18 12	10 3	18 11	7 7	2 2	4 4	7 19	8 8	6 10	3 3	8 2
MCIR	<i>Meridion circulare</i>	8 6	9 5		3 1	4	3	7 3	14 7	5 2	7	13 5	17 8	16 4	15 7	8 3	4 2		2
NACO	<i>Navicula accommoda</i>			14 11	6 1														
NAME	<i>Navicula americana</i>																		5
NAAN	<i>Navicula angusta</i>	5 3	6 4	3					5 2		14 7	19 10	18 8	18 11	15 10	14 5	3 3	6 1	6 3
NAQA	<i>Navicula aquaedurae</i>			5 11	12 7	10 7	19 12	19 14	14 12	3 4	5		3						
NATO	<i>Navicula atomus</i>	4	4 3	8	1		2	4	13 7	14 7	2	4	4 3		4	4 2	2		
NBAC	<i>Navicula bacillum</i>					4		4											
NCAP	<i>Navicula capitata</i>	5 2	13 8	12 10	17 6	19 9	17 9	19 15	5 2	5	18 10	2	3	2		4	2	3	
NGHU	<i>Navicula capitata var. hungarica</i>		5		1		2		19 13	17 9					2	4 2		2	3 2
NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i>										16 9								
NCAR	<i>Navicula cari</i>								2	3									
NCTV	<i>Navicula caterva</i>																	3	
NCIN	<i>Navicula cincta</i>								5 2	8 2			2					6 7	
NCLB	<i>Navicula clementis</i>	8 2	9 6				2	5 3			3			6 2	3 7	3			
NCOH	<i>Navicula cohni</i>	5 2					2		4 3	2				5 6	2 2			3 1	6 2
NCON	<i>Navicula contenta</i>			7				3 5	10 9	5 4	4 3	2 3		5 5	2 19		2		
NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i>	16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 11	19 15	19 13	19 14	18 11	19 9	17 8	19 12	19 12	19 11	16 13	12 6	15 10
NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i>				1		9		3 5	10 5	11 8	3	2						
NCUS	<i>Navicula cuspidata</i>	8 4	15 13	18 12	19 6	19 10	16 4	19 14	16 3	19 8	18 9	5	8		4	6 6	4 2	6	5
NDEC	<i>Navicula decussis</i>			3 3	6 4	18 10	6 3	6 6								6	2		
NELG	<i>Navicula elginensis</i>	2							6										
NERI	<i>Navicula erifuga</i>						7	7 10	10 11		4 2								
NEVA	<i>Navicula eyanida</i>									5									
NEXI	<i>Navicula exilis</i>			7															

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla	Nº de amostragens efectuadas	Rio Antuã		Rio Cértima			Rio Levira		Vala do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R.Vouga	Valas do Rio Vouga																				
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18																		
		16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	19 13	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 7	15 11																		
	Taxon	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E																
NGPE	<i>Navicula gallica</i> var. <i>perpusilla</i>													7	3	2	5																				
NGAS	<i>Navicula gastrum</i>						3				5	3																									
NGLO	<i>Navicula glomus</i>										4																										
NGOE	<i>Navicula goeppertiana</i>		6	3		5	2			2						3																					
NGRE	<i>Navicula gregaria</i>	9	4	11	5	18	15	19	7	19	12	19	11	19	15	19	13	12	8	6	5	6	10	4	11	6	5	2	18	8	9	3		1	12	2	
NHAL	<i>Navicula halophila</i>					12	7	6		3	2		5		3		6	3	3		5	2	15	3													
NHPI	<i>Navicula halophiloides</i>					3	3		3		2	15	12	13	10	7	9	3	2				2														
NHMS	<i>Navicula heimansii</i>	5				5	6		1		3									17	10	19	10	19	9	19	12	18	6	19	10	14	11	5		13	5
NHUS	<i>Navicula hustedtii</i>					4									3	5																					
NIMP	<i>Navicula impexa</i>						3		2					4							4	10	4	11		12	3	4	3	3	3						
NITG	<i>Navicula integra</i>											12	5	9																							
NLAE	<i>Navicula laevissima</i>																																11	5			
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i>	5		7		19	15	19	7	19	12	19	12	19	15	7	3	5	3			3				3	3		4	9	3						
NLON	<i>Navicula longicephala</i>																						5														
NLUN	<i>Navicula lundii</i>																																				
NMNS	<i>Navicula menisculus</i>					10	5	13	5	16	6	12	5	3	4		5		2	7	2	11	5	8						9	8	4					
NMIN	<i>Navicula minima</i>	16	13	16	15	14	15	19	7	19	12	17	12	17	15	3	10			16	11	16	10	19	9	19	11	19	12	19	11	13	7	12	6	11	5
NMIS	<i>Navicula minuscula</i>		2	4	3	5	12	10	2			10	4	4	6	5	6	3	3								2	3	3	6	3	2	5	1			
NMMU	<i>Navicula minuscula</i> var. <i>muralis</i>								1		3			3	4	12	11																				
NMNO	<i>Navicula minusculoides</i>		3					3																				2									
NMUT	<i>Navicula mutica</i>													5		8																					
NNOT	<i>Navicula notha</i>																3																				
NPRG	<i>Navicula peregrina</i>																																				4
NPHY	<i>Navicula phyllepta</i>						3		3																												
NPUP	<i>Navicula pupula</i>	16	9	16	13	19	12	15	4	19	11	18	9	18	15	15	8	18	10	18	8	17	10	19	9	19	12	16	5	18	8	7	2	8	3	14	4
NPUS	<i>Navicula pusilla</i>															8	5	3																2		8	2
NPYG	<i>Navicula pygmaea</i>					5	4	3		12	2	4		15	12	7	3	15	8	11	4																
NRAD	<i>Navicula radiosa</i>					3				4		8	8	4		6	4	19	13	18	9								2	3	2	4		9			
NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i>					4	5	6	3	5	5										2																
NRHY	<i>Navicula rhyncocephala</i>	15	11	15	14	3			7			3				9		8		8	2	18	9	16	7	15	8	18	8	18	9	9	7	6	5	15	5
NSAP	<i>Navicula saprophila</i>		4	5	10	7	6	9	4	8	8	8	12	12	9	9	11		2	3		3					5		5								
NSHR	<i>Navicula schroeterii</i>							2		3	2	4	3	4	3	18	12	3	11																		
NSEM	<i>Navicula seminulum</i>	3		3		19	15	17	6	16	12	15	12	17	14	19	12	14	10	9	9	5	2	11	3	15	8	9	2	8	3	4	5	3	2		
NSTK	<i>Navicula stankovicii</i>																													16	5	4					
NSBH	<i>Navicula subhamulata</i>													3																							
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i>					15	15	16	6	12	8							3		5															1		
NSMO	<i>Navicula submolesta</i>															8	6	4				4	3			4											
NSUB	<i>Navicula subtilissima</i>																							6													
NTEN	<i>Navicula tenelloides</i>											9	2	3	5	15	5	16	6	4				3		4	2							2			

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla	Taxon	Rio Antuã		Rio Cértima				Rio Leiria		Vala do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R. Vouga	Valas do Rio Vouga																			
		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		16		17		18	
		16	13	16	15	19	15	19	7	19	12	19	12	19	15	19	13	19	14	18	11	19	10	19	9	19	12	19	12	19	11	16	13	12	7	15	11
		P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E
NTPT	Navicula tripunctata					5	4	3	3	2	3	2			3																						
NTRV	Navicula trivialis					18	15	17	5	19	10	13	9	19	15			4	15	9	3	3	5														
NTUS	Navicula tuscua													6	3																						
NVEN	Navicula veneta			5	3	19	15	17	6	15	4	3		4	3	16	11	16	9	7					6	5				15	3	7		3			
NVIR	Navicula viridula							6	1	10		4	2	9	5					14													2				
NVRO	Navicula viridula var. rostellata	3		3	3			5	1	17	6	7	6	14	12	13	10	14	5	11	7									6	2						
NVTB	Navicula vitabunda																		11																		
NBAF	Neidium affine	5			13	8				3			7			18	6	19	12	6		7	3	16	6	13	6	8	2	6	3	5		7	4	7	
NALP	Neidium alpinum																			5			3			2	6										
NEDU	Neidium dubium							1	15	4	7		5	5					5		9				6	2	4	4	5						3		
NIRI	Neidium iridis														4				5		7	5	15	5	12	3	6		5								
NACI	Nitzschia acicularis					9	4	10	4	14	4	9	2	17	9	18	12	14	9	16	9											3					
NAGN	Nitzschia agnita							1				5				3	4	3		6	4																
NAMP	Nitzschia amphibia					19	15	19	6	19	12	11	11	17	15	16	12	4	11	16	11		2	5									6	2			
NAMH	Nitzschia amphibioides															3																					
NIAR	Nitzschia archibaldii	9	4	13	7	16	14	15	6	17	8	6	7	14	6	15	5	14	13	16	8	17	6	13	5	11	4	5	4	17	6	15	9	2	2	11	5
NICA	Nitzschia calida													3		12	8	6	2																		
NCPL	Nitzschia capitellata					16	11	12	3	16	4	9	7	14	11	11	10	4	5	6				8	2												
NCLA	Nitzschia clausii	3	2		4			1								16	11	12	6					3									2		5		
NDEB	Nitzschia debilis					5	8	11	4	13	5	8	6	16	14	18	12	12	9		2												7	4	3		
NDIS	Nitzschia dissipata	12	9	11	7	16	14	17	5	18	10	5	5	19	14	15	10	10		16	11	19	10	18	9	19	12	16	10	19	10	13	13	9	6	15	7
NDUB	Nitzschia dubia					6	5	3	1	11	6	12	5	15	8	18	8	4																			
NEDT	Nitzschia epithemioides var. disputata																		7	4	18	9	18	9	3		3	2	6					1			
NFIL	Nitzschia filiformis							3	2					11	12	11	9	18	11	16	10												5	1			
NFIC	Nitzschia filiformis var. conferta															2																					
NFLE	Nitzschia flexa											3	2	10					3																		
NFON	Nitzschia fonticola		2	5	9	13	3	6	5	13	4	8	5	19	15	18	12	19	13	16	9	4		3		3	2	4		7	3	11	3	10	5	13	6
NAFN	Nitzschia fontifuga aff.														3																						
NIFR	Nitzschia frustulum		2		3	3		6	6	7	4		3	10	9	19	13	3	8					3						5		5		2			
NIGF	Nitzschia graciliformis					12	8	1	15	6	9	3	18	10	19	10	19	13	17	10	6		6								8	6	2	1	5		
NIGR	Nitzschia gracilis	6	3	14	9	18	14	19	4	19	4	19	12	19	14	19	13	19	13	18	11	13	5	19	6	12	5	17	7	16	6	15	7	11	5	10	5
NGRT	Nitzschia granulata																																		4		
NHAN	Nitzschia hantzschiana			3		4						4	2			4	2	16	10	7	4	5								7	2	10	3	2	2	6	3
NEHU	Nitzschia hungarica					18	11	18	6	18	9	14	5	18	14	19	11	16	7	11	4												2				
NNNC	Nitzschia inconspicua		3	4	4	11	9	9	4	17	11	12	6	15	11	17	13	19	12	8	9		3	3		3	3	5	2	8	5		6	5			
NINT	Nitzschia intermedia	3	2		3	4		4	1	10				7	6					10	6												5	1	6		
NLEV	Nitzschia levidensis							4	2	12	2			18	9	13	5	4	5	8	4																
NLVI	Nitzschia levidensis var. victoriae																			12	2																
NLBT	Nitzschia libertruthii															3																					

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla	Taxon	Rio Antuã		Rio Cértima				Rio Levira		Vale do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caiua		R. Vouga	Valas do Rio Vouga																			
		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		16		17		18	
		16	13	16	15	19	15	19	7	19	12	19	12	19	15	19	13	19	14	18	11	19	10	19	9	19	12	19	12	19	11	16	13	12	7	15	11
Nº de amostragens efectuadas		P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E	P	E		
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i>	8	2	15	9	15	14	19	5	19	9	19	12	19	14	18	11	19	11	15	7	5	6	15	10	5	6	2	2	2	2						
NZLT	<i>Nitzschia linearis</i> var. <i>tenuis</i>					10	3	5	1	6	4	3																									
NLOR	<i>Nitzschia lorenziana</i>											3	5	2	5	3																					
NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i>	4		4	3	15	12	15	6	18	9	5	9	14	13	16	9	10	5	3	7	3	6		5	4	3			4	2		3	4	2		
NNAN	<i>Nitzschia nana</i>	6	5	8	9			1				4	9	9	5	19	12	19	14	14	5	4	4	6	4	7	6	5		2	11	5	12	6	15	10	
NNAV	<i>Nitzschia navicularis</i>			3																													9	4	3		
NOBT	<i>Nitzschia obtusa</i>																																				
NPAL	<i>Nitzschia palea</i>	16	13	16	15	19	15	19	7	19	12	19	12	19	15	19	12	19	14	18	11	18	9	19	9	18	9	19	12	19	11	16	12	10	5	15	8
NPAL	<i>Nitzschia paleacea</i>	11	12	12	12	17	13	18	7	19	11	18	12	19	14	19	13	19	14	18	11	13	7	16	7	14	10	12	10	13	7	16	12	11	6	15	8
NIPF	<i>Nitzschia paleaeformis</i>							1								7	2																				
NPVU	<i>Nitzschia parvula</i>	4																																			
NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i>	13	10	9	9	17	10	10	6	15	8	5	9	14	12	12	11	9	3	12	8	8	6	13		12	11	14	11	13	7	13	13	12	6	13	5
NPML	<i>Nitzschia pumila</i>					5				3		3		12	5	16	11	17	10	11	4	4							9	2	8	4					
NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i>						3	5	2			5	6	4	3	5	3			2					4		2		2				1				
NREC	<i>Nitzschia recta</i>	8	2	9				6	1	14	7			13	9			5		15	7	12	5	10	4	10	5	7	3	10	2			8	5	5	2
NREV	<i>Nitzschia reversa</i>															11	5	16	4	5											7			4			
NRST	<i>Nitzschia rosenstockii</i>									4																											
NSCA	<i>Nitzschia scalaris</i>															12	5	9																2	1	5	
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i>									17	2			14	10	14	6	16	12	5																	
NSIO	<i>Nitzschia sigmoides</i>					13	8	15	3	18	4	10	3	10	7	5				12	2																
NSOC	<i>Nitzschia sociabilis</i>					3		5								3												2	9				2				
NISP	<i>Nitzschia</i> sp.															15	2	17	12	16	6												1	5	3		
NSUA	<i>Nitzschia subacicularis</i>													3				4	2	11	6							4	2	4	7	2					
NISU	<i>Nitzschia subtilis</i>					4	3		2	9	3	7	3	11	7	16	12	11	12	12	4											5					
NISC	<i>Nitzschia suchlandtii</i>	6		7	2	4						4						3		13	6	5		8	8			2	14	4	3	4			3		
NTER	<i>Nitzschia terrestris</i>															3	2											2	14	4							
NTRY	<i>Nitzschia tryblionella</i>									15	2			12	7	16	7	15	7	16	3																
NTUB	<i>Nitzschia tubicola</i>					9	7	8			2	5	4	5		15	7	15	12			5	6	5						2			4				
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i>			3		14	8	6		3		12		3		11	6	19	14																		
NVLC	<i>Nitzschia valdecostata</i>																																				
NIVA	<i>Nitzschia valdestriata</i>															6	10	12	3																		
PFIB	<i>Peronia fibula</i>																									5	4										
PACO	<i>Pinnularia acoricola</i>							4		4		7	3			4	19	11	3			3	3	3					7	2	14	2	6	6	15	4	
PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i>	6		6	5											6						4			4	3	2	8	7	4			3	4	2		
PBOR	<i>Pinnularia borealis</i>			3	3											3		2				7	3	4	2			6	3	6		8	2		7	2	
PBRA	<i>Pinnularia braunii</i>	4		5	3																									2					4	2	
PBRE	<i>Pinnularia brebissonii</i>																																				
PBDI	<i>Pinnularia brebissonii</i> var. <i>diminuta</i>	16	11	16	14									5				14	9	4	2	4	6	15	7	5	3	9	6	5	2	9	2	3	1	12	6
PDIV	<i>Pinnularia divergens</i>						1	3								10		5	5			13		8	5	10		5	6	5				2			

Tabela 5.1. (continuação)

Sigla	Nº de amostragens efectuadas	Rio Antuã		Rio Cértima			Rio Leiria		Vala do Fontão		R. Cért.	Rio Águeda		Rio Caima		R. Vouga	Valas do Rio Vouga		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
		16 13	16 15	19 15	19 7	19 12	19 12	19 15	19 13	19 14	18 11	19 10	19 9	19 12	19 12	19 11	16 13	12 7	15 11
		P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E	P E
PDBG	<i>Pinnularia divergentissima</i>																	2	
PGIB	<i>Pinnularia gibba</i>	16 13	16 15	9 7	12 4	13 7	16 11	16 15	17 9	19 13	14 6	18 9	19 9	13 11	19 12	19 10	16 12	12 7	11 7
PINT	<i>Pinnularia interrupta</i>	7 3	7 8		4			3	8 6	17 10				3	3	6			
PLEG	<i>Pinnularia legumen</i>										4	5	10 5	3		3			4
PLUN	<i>Pinnularia lundii</i>	6 3	10 6		1	14 3	7 6	10 5	12 5	4 2						4		1	3
PMAJ	<i>Pinnularia maior</i>				1				4	9 2	3	2	4			3			1
PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i>						3	4	4 2	12 6		3	4						6
PNOD	<i>Pinnularia nodosa</i>																	2	
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i>	16 13	15 13	4	1		3		12 10	15 8	6 3	19 9	18 6	19 12	19 12	18 7	14 5	5 3	4 5
PSPD	<i>Pinnularia superdivergentissima</i>																		
PVIR	<i>Pinnularia viridis</i>	15 7	16 14	9 7	14 2	16 3	15 9	17 11	18 9	18 14	16 7	18 8	16 7	17 11	19 7	19 7	15 8	10 6	14 5
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>			4 5	16 6	14 11	7 4	3 5	3		7 8			2				2 2	
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i>								5	18 13	18 8							2	
RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i>									5 4									
ROPE	<i>Rhopalodia operculata</i>									4									
STAN	<i>Stauroneis anceps</i>			3					8 6								10 3		
SAGR	<i>Stauroneis anceps</i> f. <i>gracilis</i>					6	6	10 11	17 10	19 14	5	5 2	6	2			7	3 4	7
STKR	<i>Stauroneis kriegeri</i>																	6 4	
SPHO	<i>Stauroneis phoenicenteron</i>	16 5	15 11		1	4 2	4 4	6 7	18 13	19 14	14 3	17 9	18 9	8 5	18 3	16 6	16 9	12 7	14 4
SSMI	<i>Stauroneis smithii</i>			3		10 3	1	8 4	6										
STDE	<i>Stenopterobia delicatissima</i>										5	18 8	18 7			3			
SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>										18 11								
STMI	<i>Stephanodiscus minutulus</i>										4								
SUAP	<i>Surirella amphioxys</i>	10 5	10 5																5 3
SANG	<i>Surirella angusta</i>	8 9	15 13	13 14	13 6	18 9	19 12	19 15	19 12	18 14	11 4	6 3	6 2	8 2	4	3		3	5
SBIS	<i>Surirella biseriata</i>					3	3	13 3			5								
SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>	13 8	12 6	17 12	16 5	17 7	17 8	19 14	19 9	12 3	3 2	3							
SBRI	<i>Surirella brightwellii</i>				7 2		6 2	3											
SLIN	<i>Surirella linearis</i>	10 7	12 5	10	3	8		11 3		3	18 10	19 10	19 9	19 12	19 12	19 8	13 5	10 2	12 2
SUMI	<i>Surirella minuta</i>						1	7	12 4										
SOVI	<i>Surirella ovalis</i>			16 15	17 7	19 9	17 11	19 15	4		5							1	
SURO	<i>Surirella robusta</i>	3	3			11		4 5			3	8 4				6			
SSPL	<i>Surirella splendida</i>										14	8 2	15 6			7			
SUTE	<i>Surirella tenera</i>	4				16 2	3 3	11 5			4	9	5	9					
TFEN	<i>Tabellaria fenestrata</i>	3				2 3			4	4 3	12 6	6 4	3 4	2		14 5	16 13	7 3	15 10
TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>	6	9 5	3		11 2			6 2	9	13 6	18 9	18 9	13 4	12 7	18 6	16 13	10 2	15 8
TPSN	<i>Thalassiosira pseudonana</i>								19 12	19 9									
TWEI	<i>Thalassiosira weissflogii</i>			6		4 2	9	14	18 11	18 3	17 8							8	
Nº total de taxa		80 75	87 83	116 89	106 124	137 113	118 116	148 140	144 142	151 140	171 154	111 90	112 83	96 84	90 80	120 94	87 86	120 93	105 84

Procurou por-se em evidência os taxa que caracterizaram um local ou um conjunto bem definido de locais pela sua constância ao longo de todo o período de amostragem ou ao longo de um extenso período registando-se os resultados na Tabela 5.2.. Dela foram excluídos os taxa que se observaram em todos, ou num número muito grande de locais de amostragem, e que surgiram em quase todos os períodos amostrais e as espécies que sendo exclusivas de determinado local eram de ocorrência fortuita.

Os locais 8, 9 e 10 foram os que apresentaram um maior número de taxa nas condições anteriores podendo este facto ser talvez justificado pela presença de uma maior abundância de taxa (Tabela 5.1.).

Na Tabela 5.2. estão representadas a vermelho as espécies que foram muito frequentes apenas num local.

Com a maior parte dos restantes taxa identificados puderam definir-se associações que caracterizaram essencialmente três conjuntos de locais:

1. o rio Cértima (3, 4 e 5) e o rio Levira (6 e 7) representados a preto;
2. o rio Águeda (11 e 12), rio Caima (13 e 14) e rio Vouga (15) representados a verde;
3. a vala do Fontão (8 e 9) representados a azul cortado.

Neste último conjunto há algumas espécies que também se estenderam ao local 10 que estão representadas a azul com um sublinhado simples. Detectaram-se também outras espécies que sendo mais frequentes apenas no local 9 também se estenderam ao local 10 e se representam a azul duplamente sublinhado. As espécies que, para além dos locais 8, 9 e 10 foram também frequentemente observadas noutras estações de amostragem estão representados a azul.

As espécies que foram comuns aos grupos 1 e 3 estão representadas a preto sublinhado.

Há três taxa que só foram frequentes no rio Águeda, foram eles AOBG, NEDT e STDE assinalados com verde sublinhado simples.

Quer os locais do rio Antuã (1 e 2) quer as valas do rio Vouga (16, 17 e 18) não apresentaram uma posição definida nos três conjuntos referidos anteriormente, como se pode observar na Tabela 5.2. Houve apenas duas espécies que caracterizaram exclusivamente os locais 16 e 18 (amarelo sublinhado). As espécies CPST e PACO estiveram presentes em zonas onde predominaram as águas mais ou menos paradas (amarelo), apesar de CPST também ter estado presente no local 15.

Apenas PBDI ocorreu frequentemente e em simultâneo no rio Antuã e na vala da Carreira em Frossos (cor de rosa).

A estação de amostragem 10 apesar de ter apresentado um grande número de espécies que só aqui foram frequentes também registou espécies que foram frequentes nos três grupos de locais definidos anteriormente.

Tabela 5.2. Taxa que caracterizam um local ou um conjunto de locais de amostragem pela sua presença em 80% ou mais do total do número de amostragens efectuadas, e em pelo menos um tipo de amostra (total ou pedra). Definição de 3 grandes grupos de locais: a preto rio Cértima (3, 4 e 5) e rio Levira (6 e 7); a azul os 2 locais da vala do Fontão (8 e 9); e a verde o rio Águeda (11 e 12), Caima (13 e 14) e Vouga (15).

Sigla	Taxon	Local de amostragem																	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
ADAU	<i>Achnanthes dau</i>																		
AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i>																		
ALAR	<i>Achnanthes lanceolata ssp. rostrata</i>																		
AMAR	<i>Achnanthes marginulata</i>																		
AOBG	<i>Achnanthes oblongella</i>																		
ASAT	<i>Achnanthes subatomoides</i>																		
APEL	<i>Amphipleura pellucida</i>																		
AMMO	<i>Amphora montana</i>																		
APED	<i>Amphora pediculus</i>																		
AVEN	<i>Amphora veneta</i>																		
ASPH	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>																		
AVIT	<i>Anomoeoneis vitrea</i>																		
AUGA	<i>Aulacoseira gran. var. angustissima</i>																		
BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i>																		
CAMP	<i>Caloneis amphisbaena</i>																		
CPED	<i>Cocconeis pediculus</i>																		
CDUB	<i>Cyclostephanos dubius</i>																		
CATO	<i>Cyclotella atomus</i>																		
CPST	<i>Cyclotella pseudostelligera</i>																		
CSOL	<i>Cymatopleura solea</i>																		
CCAE	<i>Cymbella caespitosa</i>																		
CCIS	<i>Cymbella cistula</i>																		
CGRA	<i>Cymbella gracilis</i>																		
CLAN	<i>Cymbella lanceolata</i>																		
CLEP	<i>Cymbella leptoceros</i>																		
CMIC	<i>Cymbella microcephala</i>																		
CNAV	<i>Cymbella naviculiformis</i>																		
CTUM	<i>Cymbella tumida</i>																		
DMES	<i>Diatoma mesodon</i>																		
DVUL	<i>Diatoma vulgaris</i>																		
EZPO	<i>Epithemia adnata var. porcellus</i>																		
ESOR	<i>Epithemia sorex</i>																		
EEXI	<i>Eunotia exigua</i>																		
ENAE	<i>Eunotia naegelii</i>																		
FARC	<i>Fragilaria arcus</i>																		
FCGR	<i>Fragilaria capucina var. gracilis</i>																		
FCON	<i>Fragilaria construens</i>																		

Tabela 5.2 (continuação)

Sigla	Taxon	Local de amostragem																	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
FDIL	<i>Fragilaria dilatata</i>																		
FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i>																		
FPUL	<i>Fragilaria pulchella</i>																		
FUDA	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>danica</i>																		
FUOX	<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>oxyrhynchus</i>																		
FVIR	<i>Fragilaria virescens</i>																		
FRSA	<i>Frustulia rhomboides</i> var. <i>saxonica</i>																		
GCLE	<i>Gomphoneis clevei</i>																		
GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i>																		
GGRA	<i>Gomphonema gracile</i>																		
GPPA	<i>Gomphonema parvulum</i> var. <i>parvulus</i>																		
GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i>																		
MCIR	<i>Meridion circulare</i>																		
NAAN	<i>Navicula angusta</i>																		
NAQA	<i>Navicula aquaedurae</i>																		
NCAP	<i>Navicula capitata</i>																		
NCHU	<i>Navicula capitata</i> var. <i>hungarica</i>																		
NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i>																		
NHPI	<i>Navicula halophiloides</i>																		
NHMS	<i>Navicula heimansii</i>																		
NLAN	<i>Navicula lanceolata</i>																		
NMNS	<i>Navicula menisculus</i>																		
NRAD	<i>Navicula radiosa</i>																		
NRHY	<i>Navicula rhyncocephala</i>																		
NSHR	<i>Navicula schroeterii</i>																		
NSEM	<i>Navicula seminulum</i>																		
NSTK	<i>Navicula stankovicii</i>																		
NSBM	<i>Navicula subminuscula</i>																		
NSUB	<i>Navicula subtilissima</i>																		
NTEN	<i>Navicula tenelloides</i>																		
NTRV	<i>Navicula trivialis</i>																		
NVEN	<i>Navicula veneta</i>																		
NVRO	<i>Navicula viridula</i> var. <i>rostellata</i>																		
NEAF	<i>Neidium affine</i>																		
NEDU	<i>Neidium dubium</i>																		
NACI	<i>Nitzschia acicularis</i>																		
NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i>																		
NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i>																		
NCLA	<i>Nitzschia clausii</i>																		
NDEB	<i>Nitzschia debilis</i>																		
NDUB	<i>Nitzschia dubia</i>																		

Tabela 5.2 (continuação)

Sigla	Taxon	Local de amostragem																	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
NEDT	<i>Nitzschia epithemioides</i> var. <i>disputata</i>																		
NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i>																		
NFON	<i>Nitzschia fonticola</i>																		
NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i>																		
NIGF	<i>Nitzschia graciliformis</i>																		
NHAN	<i>Nitzschia hantzschiana</i>																		
NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i>																		
NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i>																		
NLEV	<i>Nitzschia levidensis</i>																		
NLIN	<i>Nitzschia linearis</i>																		
NNAN	<i>Nitzschia nana</i>																		
NPML	<i>Nitzschia pumila</i>																		
NREV	<i>Nitzschia reversa</i>																		
NSIG	<i>Nitzschia sigma</i>																		
NSIO	<i>Nitzschia sigmoidea</i>																		
NISP	<i>Nitzschia</i> sp.																		
NISU	<i>Nitzschia subtilis</i>																		
NTRY	<i>Nitzschia tryblionella</i>																		
NTUB	<i>Nitzschia tubicola</i>																		
NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i>																		
PACO	<i>Pinnularia acoricola</i>																		
PBDI	<i>Pinnularia brebissonii</i> var. <i>diminuta</i>																		
PINT	<i>Pinnularia interrupta</i>																		
PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i>																		
RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>																		
RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i>																		
SAGR	<i>Stauroneis anceps</i> f. <i>gracilis</i>																		
STDE	<i>Stenopterobia delicatissima</i>																		
SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i>																		
SANG	<i>Surirella angusta</i>																		
SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>kuetzingii</i>																		
SLIN	<i>Surirella linearis</i>																		
SOVI	<i>Surirella ovalis</i>																		
TFEN	<i>Tabellaria fenestrata</i>																		
TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i>																		
TPSN	<i>Thalassiosira pseudonana</i>																		
TWEI	<i>Thalassiosira weissflogii</i>																		

5.3.2. Exploração dos dados quantitativos

Estudou-se a evolução temporal dos taxa mais importantes, em termos de efectivos, nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas nos diferentes pontos de amostragem em cada uma das formações aquáticas consideradas. Este estudo visou identificar os taxa planctónicos e/ou epilíticos mais característicos dos diferentes locais, detectar a variação sazonal, caso exista, de alguns desses taxa e complementar a informação obtida pelo estudo das amostras qualitativas.

Para o efeito ordenaram-se os taxa por ordem decrescente das abundâncias, atribuindo-se o valor zero ao taxon mais abundante e o valor cinco ao taxon menos abundante para a totalidade dos locais amostrados, tendo em conta a formação aquática em que se situam. Tendo como base esta ordenação (Tabela 5.3. a 5.9.) efectuou-se um estudo comparativo destacando-se para além dos taxa mais abundantes e frequentes, que estiveram presentes em pelo menos metade dos meses em que se recolheram amostras, ainda aqueles de ocorrência sazonal.

Para o rio Antuã, em Minhoteira (local 1) e nos dois tipos de amostras (potamoplanctónicas e epilíticas), a espécie mais abundante ao longo do tempo foi sem dúvida NMIN (Tabela 5.3.). A espécie NPAL foi a mais abundante no início do Outono de 1992 nas amostras potamoplanctónicas, mantendo-se durante todo o período outonal com a máxima predominância nas amostras epilíticas. A máxima abundância da espécie GPAR ocorreu, nas amostras potamoplanctónicas, durante os meses de Julho e Agosto e simultaneamente, mas apenas durante o mês de Agosto, nas amostras epilíticas.

No rio Antuã em Estarreja (2) NMIN continuou a ser a espécie que com maior frequência apresentou maior número de efectivos quer nas amostras potamoplanctónicas quer nas epilíticas. Nas amostras potamoplanctónicas, NPAL substituiu a espécie anteriormente citada, esporadicamente num ou noutro mês da Primavera, do Verão e do Outono de 1992.

Nestas amostras e em Agosto do mesmo ano dominou a espécie CMEN. A espécie NPUP substituiu NMIN durante o mês de Outubro de 1992 nas amostras epilíticas.

De destacar que as duas estações situadas no curso inferior do rio Antuã (locais 1 e 2) apresentaram em comum NMIN, como a espécie mais frequente e abundante, imediatamente seguida por GPAR e NPAL. A estas três espécies pode também associar-se NCRY que, embora não tenha sido muito importante em termos de dominância, foi todavia importante em termos de frequência.

No rio Cértima em Vale de Estevão (3), em São João de Azenha (4), em Perrães (5) e em Requeixo (10) (Tabela 5.4.) tanto nas amostras potamoplanctónicas como nas epilíticas, o taxon mais abundante variou aleatoriamente ao longo do período de amostragem pelo que se analisaram os resultados obtidos nas tabelas de ordenação referindo, sobretudo, os taxa mais frequentemente representados. Na estação 3 as espécies mais frequentes foram, nas amostras potamoplanctónicas, em maior número do que nas amostras epilíticas. Assim as espécies NPAL; ALAN e NMIN foram comuns aos dois tipos de amostras enquanto as espécies GPAR, NLAN, NGRE e CMEN foram frequentes apenas nas amostras potamoplanctónicas.

No local 4 as espécies comuns aos dois tipos de amostras foram ALAN, NMIN e CPLA. Nas amostras epilíticas destacou-se ainda, pela sua frequência a espécie NGRE, enquanto nas amostras potamoplanctónicas foram as espécies NLAN e NPAL que apresentaram maior frequência. De realçar que a comparação efectuada se baseou num número muito pequeno de amostras epilíticas, devido à sua perda, pelo que não é possível prever quais seriam as espécies dominantes no ano de 1993.

No local 5 as espécies mais frequentes foram ALAN e CPLA; nos dois tipos de amostras; nas amostras epilíticas destacaram-se os taxa GPAR e GPPA e nas potamoplanctónicas salientaram-se NGRE e NPAL.

Na estação 10, a única espécie frequente e comum às amostras potamoplânctónicas e epilíticas foi AMIN. No potamoplâncton predominaram, com destaque, algumas espécies planctónicas (SHAN, CMEN e CATO); no epilítion foram mais frequentes as espécies NMIN, GPAR e NPAE.

Comparando a flora diatomológica nas quatro estações do rio Cértima e tendo em consideração os dois tipos de amostras, verificou-se que, apesar das diferenças registadas, mais acentuadas quando se toma em consideração a estação 10, existiram algumas semelhanças entre as estações 3, 4 e 5. As espécies ALAN, NPAL e NGRE foram comuns aos locais 3, 4 e 5. As espécies NMIN e NLAN foram comuns aos locais 3 e 4; a espécie CPLA ocorreu simultaneamente nos locais 4 e 5; a espécie GPAR esteve conjuntamente presente nos locais 3 e 5. CMEN, sendo uma espécie planctónica, comum a todas as estações desta formação aquática, foi mais importante, em termos de frequência, nas estações 3 e 10.

No rio Levira em Vila Verde (6) (Tabela 5.5.) as espécies NPAL, SANG, NAQA e ALAN comuns aos dois tipos de amostras, foram as que se destacaram em termos de abundância e frequência. No potamoplâncton do local 6 destacou-se ainda NIGR, enquanto no epilítion se salientaram GPAR, NMIN e NSAP.

No rio Levira em Perrães (7) as espécies NPAL, SOVI, e MVAR foram as mais importantes em termos de frequência nas amostras potamoplânctónicas; nas amostras epilíticas apenas as espécies GPAR e ALAN sobressaíram como importantes em termos de frequência.

Considerando a totalidade das amostras efectuadas nas duas estações do rio Levira (em Vila Verde - 6 e em Perrães - 7) verificou-se que NPAL foi a espécie que dominou apenas na comunidade potamoplânctónica do local 6; nas restantes amostras não se observou uma nítida dominância de uma determinada espécie, visto a espécie mais abundante ter variado ao longo do tempo de amostragem.

As duas estações do rio Levira, observadas em conjunto, apresentaram NPAL e ALAN como espécies comuns e importantes no que diz respeito à sua abundância e frequência.

Na vala do Fontão, em Vessada - 8 (Tabela 5.6.) NPAE foi a espécie mais frequente tanto no potamoplâncton como no epilítion, sendo a espécie dominante ou codominante no potamoplâncton do ano de 1993 e uma das mais importantes em termos de dominância do epilítion durante todo o período de amostragem. Destacou-se ainda no potamoplâncton TPSN pela sua dominância, sobretudo, no Verão de 1992 e no Outono nomeadamente do ano de 1993, NGRE pela sua maior abundância na Primavera e princípio de Verão deste último ano e NPAL que embora tenha assumido grande importância pela sua frequência, não mostrou ser dominante ou codominante em qualquer estação do ano neste local (8). As amostras epilíticas relativas ao ano de 1993 foram dominadas ou codominadas por AMIN, espécie que durante o ano de 1992, não se destacou pela sua importância numérica. Também nestas amostras, sobretudo, durante a Primavera e Verão de 1993 NCRY assumiu alguma importância numérica.

No rio Largo, na ponte do Pano (9) a espécie AMIN foi a mais abundante e a mais frequente ao longo de todo o período de amostragem, quer no potamoplâncton quer no epilítion. A espécie EBIL foi também importante em termos de frequência nos dois tipos de amostras. O taxon NISP salientou-se pela sua dominância no Verão do ano de 1992. No potamoplâncton salientaram-se, ainda, as espécies NNAN, pela sua nítida frequência, e TPSN, pela sua abundância, sobretudo, na Primavera de 1992. No epilítion os taxa FUAC, GPAR e EMIN foram os mais importantes em termos de frequência nesta estação de amostragem.

Nas estações consideradas (8 e 9) as espécies AMIN e TPSN, comuns às duas foram importantes quer em termos de abundância quer de frequência considerando simultaneamente o potamoplâncton e o epilítion.

No rio Águeda, em Águeda -11 (Tabela 5.7.) AMIN foi a espécie mais abundante e mais frequente, quer no potamoplâncton quer no epilítton, apesar de se ter recolhido um número relativamente pequeno de amostras epilíticas durante todo o período de amostragem. As espécies SLIN e NHMS, foram igualmente importantes nos dois tipos de amostras, embora nas amostras potamoplânctónicas tivessem uma representação numérica mais relevante do que nas amostras epilíticas. De destacar ainda, a espécie FCAP no potamoplâncton e as espécies GPAR e NMIN no epilítton.

Em Óis da Ribeira (12), também no rio Águeda, a espécie AMIN continuou a ser dominante e frequente ao longo do período de amostragem no potamoplâncton e no epilítton, embora nas amostras epilíticas a dominância fosse partilhada também com NMIN. As espécies NMIN e SLIN foram bastante frequentes nos dois tipos de amostras, enquanto NPAL se destacou no potamoplâncton e GPAR e EMIN no epilítton.

Considerando as duas estações de amostragem do rio Águeda (11 e 12) e os dois tipos de amostras, verificou-se que AMIN foi, sem dúvida, a espécie mais importante em termos de abundância e de frequência. De destacar ainda a espécie SLIN que foi igualmente importante em termos de frequência e dominância nomeadamente na Primavera e no Verão de 1993, neste rio.

No rio Caima, em Vale de Cambra - 13 (Tabela 5.8.) a espécie AMIN foi a que apresentou maior abundância e frequência nas amostras potamoplânctónicas e epilíticas. As espécies GPAR e FCAP salientaram-se, também, nestes dois tipos de amostras, pela sua importância em termos de frequência. No final do Verão e início do Outono de 1992 destacou-se também NHMS como importante em termos de dominância. No potamoplâncton as espécies NDIS e ASAT também foram frequentes; no epilítton foi FCGR que se destacou pela sua frequência.

Ainda no rio Caima mas em Barbeito (14) as espécies NMIN e NPAL foram simultaneamente dominantes e frequentes quer nas amostras de potamoplâncton quer nas de epilítton. As espécies GPAR e AMIN foram também importantes em termos de frequência nos dois tipos de amostras. No potamoplâncton há ainda a referir a espécie NCRY como importante em termos de frequência.

Considerando as duas estações do rio Caima (13 e 14) e os dois tipos de amostras simultaneamente, foi possível constatar a importância das taxa AMIN e GPAR. Enquanto AMIN assumiu uma relevância muito diferente nas duas estações, visto ter sido a espécie dominante no local 13 e ter sido apenas uma espécie frequente no local 14, a espécie GPAR foi codominante nos dois locais de amostragem.

No rio Vouga, em Segadães - 15 (Tabela 5.9.) as espécies AMIN, GPAR, NCRY e NDIS foram importantes em termos de abundância e frequência no potamoplâncton e epilítton. De salientar que, nas amostras potamoplanctónicas, AMIN foi a espécie que apresentou um maior número de efectivos durante um maior período de tempo, enquanto nas amostras epilíticas, houve uma dominância repartida entre GPAR, AMIN e NDIS. De destacar ainda a grande abundância de CPST, também nos dois tipos de amostras, sobretudo, durante o final do Verão e Outono de 1992; menos relevante em termos de abundância mas ainda de referir pela sua frequência, no Verão e início do Outono do mesmo ano, foi a espécie CMEN.

Na vala Mestra em Segadães - 16 (Tabela 5.9.) as taxa AMIN, NPAE e FUAC foram abundantes e frequentes quer no potamoplâncton quer no epilítton. No potamoplâncton deve ainda salientar-se TFEN por ter sido relativamente importante em termos de abundância e frequência; no epilítton, e pelos motivos anteriormente citados, destacaram-se GPAR e EMIN.

Na ribeira da Horta, em Eixo - 17 (Tabela 5.9.) e nos dois tipos de amostras, foram abundantes e frequentes as espécies EBIL e AMIN, embora a primeira das espécies dominasse

durante um maior número de meses. De salientar, ainda, NNAN e FUAC no potamoplâncton e NDIS no epilíton por terem sido importantes em termos de frequência.

Na vala da Carreira, em Frossos - 18 (Tabela 5.9.) foram comuns aos dois tipos de amostras os taxa AMIN e GPAR, tendo dominado AMIN durante praticamente todo o período de amostragem. No potamoplâncton os taxa FUAC e NPAE também foram relativamente frequentes; embora menos frequentes que aqueles dois taxa é ainda importante destacar, no epilíton a espécie EBIL. Ainda no potamoplâncton devem referir-se duas espécies (CPST e CMEN) que apresentaram picos de abundância durante o Verão e Outono de 1992.

Outro aspecto a salientar da análise das tabelas é o facto de se poder verificar que há locais de amostragem em que o número de espécies dominantes foi muito pequeno (2 a 4 espécies) e pouco variável enquanto que noutros há uma grande variação, ao longo do tempo, dos taxa dominantes.

Quer nas amostras potamoplancónicas quer nas epilíticas, nas duas estações do rio Antuã (1 e 2), no rio Largo (ponte do Pano - 9), nos dois locais do rio Águeda (11 e 12), nos dois locais do rio Caima (13 e 14), no rio Vouga (em Aldeia, Segadães - 15), na ribeira da Horta (em Eixo - 17) e na vala da Carreira (em Frossos - 18) foram observados, ao longo de um grande número de meses de amostragem, um ou dois taxa predominantes (valor zero). Nos restantes locais (3, 4, 5, 6, 7, 8, 10 e 16) foram vários os taxa dominantes ao longo do tempo.

Pôde ainda detectar-se as semelhanças e diferenças florísticas entre formações aquáticas diferentes e salientar-se não só os taxa mais abundantes mas também outros que ainda não foram referidos por não terem sido muito abundantes nem muito frequentes.

As duas estações do rio Antuã (1 e 2) e a estação de Barbeito (14), no rio Caima, apresentaram semelhanças quanto às espécies mais abundantes. No rio Antuã dominaram três

espécies durante a maior parte do período de amostragem (NMIN, NPAL e GPAR) e em Barbeito dominaram NMIN e NPAL.

No rio Cértima registaram-se acentuadas diferenças entre a flora característica das estações situadas mais a montante (3, 4 e 5) e a flora característica da estação localizada mais a jusante (10). Assim, nos locais 3, 4 e 5 e nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas foram encontradas não só, as espécies comuns mas também aquelas que diferenciaram estas estações. Deste modo, para além dos taxa referidos anteriormente, destacou-se ainda a espécie NTRV, que caracterizou o rio Cértima e que sendo bastante frequente nas amostras qualitativas (Tabela 5.2.) foi também muito abundante, sobretudo nas amostras potamoplanctónicas, em São João de Azenha (4) principalmente durante o Verão e Outono de 1992. A estação 10 (Requeixo) localizada após a Pateira de Fermentelos apresentou acentuadas diferenças florísticas relativamente às outras estações. Esta diferenciação terá como explicação a marcada influência das águas da Pateira de Fermentelos que após ter recebido as águas do rio Cértima, e as da vala do Fontão (8 e-9), entre outras de menor relevância, forma uma extensa zona alagada com grande profundidade, em alguns locais e com velocidade da corrente fraca ou quase nula pelo que genericamente se podem considerar águas paradas. As espécies SHAN e CDUB foram duas espécies típicas do local 10, como também já se tinha verificado pela análise dados qualitativos. CATO apresentou nesta estação a sua expressão máxima, apesar de também ter sido observada na estação 18, com alguma importância, sobretudo, nas amostras potamoplanctónicas. CPLA sendo uma espécie ubíqua foi, no entanto, em termos de frequência e de efectivos, muito importante nos locais 4, 5 e 10. Os taxa AUGR e AUGA, bem quantificados durante alguns meses de amostragem, ocorreram praticamente apenas nas amostras potamoplanctónicas de Requeixo.

Para além de terem sido identificados alguns taxa comuns aos rios Levira (6 e 7) e Cértima (3, 4 e 5) também foram reconhecidos outros que distinguiram estes dois rios. As

espécies NPAL e ALAN mostraram ser comuns aos dois rios. A espécie NAQA que se revelou no estudo qualitativo (Tabela 5.2.) como característica do rio Levira, só assumiu importância numérica em Vila Verde (6). A espécie SANG, embora ubíqua, assumiu maior importância numérica em Vila Verde. SOVI apesar de ter sido frequente nas amostras qualitativas do rio Cértima (3, 4 e 5) e rio Levira (6 e 7) foi uma espécie que apareceu bem quantificada, nas amostras potamoplantónicas, ao longo de quase todo o período de amostragem em Perrães (7). A espécie ubíqua MVAR foi bem quantificada em algumas estações de amostragem, nomeadamente em São João de Azenha (4) e na ponte de Perrães (5), mas foi no rio Levira em Perrães (7) que MVAR foi mais importante, tendo sido bem quantificada no potamoplâncton praticamente ao longo de todo o tempo de amostragem.

A vala do Fontão (8 e 9) apresentou algumas espécies comuns com outras formações aquáticas, particularmente com as valas do rio Vouga (16, 17 e 18), com o rio Cértima, rio Levira e rio Vouga. É o caso da espécie ubíqua NNAN que foi quantificada com efectivos relativamente elevados nos locais 9, 17 e 18, da espécie EBIL cuja expressão máxima de desenvolvimento se verificou nos locais 9, 16 e 17 e do taxon FUAC cujo desenvolvimento máximo ocorreu nos locais 9, 16, 17 e 18. É também o caso da espécie NGRE que tendo apresentado efectivos importantes no local 8 também foi numericamente importante nos locais 3, 4 e 5 (rio Cértima), 6 (rio Levira) e 15 (rio Vouga). O taxon NISP que também foi observado e quantificado esporadicamente nos locais 10, 17 e 18 foi, sem dúvida, alguma, muito importante nesta formação aquática (vala do Fontão) quer em termos de frequência, facto já realçado nos dados qualitativos (Tabela 5.2.), quer também em termos de abundância, particularmente no Verão de 1992 na estação 9. Não sendo um taxon comum com qualquer outra formação aquática, TPSN deve ser realçado pela importância numérica que assumiu nas estações 8 e 9.

No rio Águeda (11 e 12), no rio Caima, em Vale de Cambra (13) e na vala da Carreira, em Frossos (18) a espécie AMIN foi a mais abundante ao longo de praticamente todo o período de amostragem. No rio Vouga (15) e no rio Largo (9) AMIN continuou a ser muito importante em termos de efectivos, contudo houve uma partilha da dominância com outras espécies em determinados períodos de amostragem.

Menos importantes mas também relevantes em termos de abundância e/ou frequência foram as espécies SLIN, NHMS e NDIS. O primeiro dos taxa, sendo muito importante em termos de abundância e frequência no rio Águeda (11 e 12) e no rio Caima em Vale de Cambra (13) foi também bastante frequente mas com efectivos baixos nos locais 10, 14, 15, 16 e 17; a espécie NHMS embora mais frequente e abundante no rio Águeda, sobretudo, em Águeda (11), foi também abundante no rio Caima, no rio Vouga e na vala Mestra em Segadães; a espécie NDIS ocorreu nos rios Águeda, Caima, Vouga, na ribeira da Horta e na vala da Carreira com relativa importância em termos de efectivos e de frequência.

Para além dos taxa já mencionados devem ainda salientar-se FCGR, FCAP, ASAT, DMES e TFEN. Embora FCGR tenha sido relativamente frequente em quase todos os locais amostrados (Tabela 5.1.) foi, no entanto, mais importante em termos de efectivos e de frequência no rio Águeda e no rio Caima em Vale de Cambra. Apesar de ubíqua, FCAP foi uma espécie importante nos rios Águeda, Caima e Vouga pois foi relativamente abundante e frequente nestes rios. A espécie ASAT foi mais importante em termos de frequência e de abundância no rio Caima em Vale de Cambra, tendo sido também relativamente frequente nos rios Águeda e Vouga (Tabela 5.2.). A espécie DMES só no rio Caima foi bem quantificada embora tivesse sido bastante frequente nas estações de 11 a 15 (Tabelas 5.1. e 5.2.). A espécie TFEN foi registada frequentemente nos locais 16 e 18 (Tabela 5.2.) contudo, apenas no local 16 foi, um maior número de vezes, quantificada com efectivos elevados.

Tabela 5.3. Ordenação decrescente dos taxa potamoplânctônicos (p) e epilíticos (e) mais abundantes ao longo do tempo no rio Antuã (0 representa o taxon mais abundante).

1 Rio Antuã - Minhoteira (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
NMIN	0	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NPAL	1	2	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1
GPAR	2	1	2	0	0	1	1	2	2	2	2	2	3	2	3	2
PSCA	3	3	4						5		4	4	4	4	2	4
PGIB	4		5		3	4	3		5		5			5		
NCRY	5	4	3	5	4		5	4	4	3		3	2	3		
NIAR		5														
CMEN				3	5											
GPSA				4		3	4									
AMIN						5		3	3	4	3		5		5	3
SBKU								5								
NIPM									5			5			4	
FCAP										5						5

1 Rio Antuã - Minhoteira (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	01/93	03/93	04/93	05/93	06/93
NMIN	0	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0
GPAR	1	1	1	0	1	1	1	2	3	3	4	1	2
NCRY	2		4		5			3		2	5	2	
NSAP	3												1
NPAL	4	2	2	1	0	0	0	1	2	1	2	4	3
GPPA	5												
PSCA	5	5				4			1	4	3	3	
NPAE		3		3				4		5			5
NIPM		4											
ALAR			3										
PGIB			5		3	3	3						
GPSA				4		5	4						
SBKU				5									
AMIN					4			5	5		1		
PBDI							5		4				
EPEC												5	
NMIC													4

2 Rio Antuã - Estarreja (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
NPAL	0	1	1	0	2	0	2	0	0	1	1	1	1	1	1	1
NMIN	1	0	0	3	3	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
GPAR	2	4	2	5	4	4	4	2	2	3	2	3	2	3	4	3
PGIB	3		3		5			5	5					5		
NCRY	4	5	4	4	4		3	3	3	2	4	4	3	4	5	4
PSCA	5								4	4	3	2	4	2	2	2
NPUP		2	5	1	1	1	0	4								
CMEN		3		2	0	3	5			5						
AHUN						5										
NPAE											5				3	
FCAP													5			
AMIN																5

2 Rio Antuã - Estarreja (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
NMIN	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NCRY	1	5	3		5	5	3				2	3	5		
AMIN	2						2						2	1	4
SANG	3														
PGIB	4							4	3	4					
NPAL	5	3	5		2	1	1	3	2	1	1	2			1
ALAR		1	1	2			5							3	
ALAN		2	4	5										4	
GPAR		4		1	4	4	2	1	1	3	4	1	1	5	3
NSAP			2	3								4	3		
GPPA				4									4		
NPUP					1	0									
CMEN					3	3									
NIPM							4								
FCAP								5							
PSCA									4	2	3	5			2
PBDI									5	5	5				
AUGR														2	
AOBG															5

Tabela 5.4. Ordenação decrescente dos taxa potamoplancônicos (p) e epilíticos (e) mais abundantes ao longo do tempo no rio Cértima (0 representa o taxon mais abundante).

3 Rio Cértima - Vale da Estevão (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
CMEN	0	2	1	3	1		3	1	1								0	1	
NLAN	1			4	3				4	3	0	0	0	3	0	0			2
NGRE	2	5	5				2				2	3	1	4	3	5			4
NPAL	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	4	4	1	4	2	1	0	1
FCAP	4																		
GPAR	5	4	2	0	2		4			5	4	5	5	5		4		2	5
NPAE		1	3																
NCRY		3		4		4		3	2	1							4	3	
ALAN								5		4	3	1	2	2	2	1		4	3
GPPA			4	5															
NAMP				2					5										
AOVA				4															
NIPM					4	3											3	5	
AHUN					5	1	1												
NMIS						2													
NACO						5													
NMIN							5	4		2	5	2	3	0	1	3			0
NIGR								2									2		
NIGF									3										
NACI									5										
MVAR															5				
NTUB																	5		

3 Rio Cértima - Vale da Estevão (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	03/93	04/93	05/93	06/93	10/93	11/93
NPAL	0	0	3		3	1	0	4	3				4	1	4
EMIN	1														
CCIS	2														
FCAP	3														
NDIS	4														
GMIC	5														
GPAR		1	2	4	4					4	4				
ALAN		2	1	1	0	2	3		2	1	3	2	2		3
CMEN		3	5	3		4		5							
NMIN		4	0	5			5	2	4		2	0	0	4	
NCRY		5	4				1			5				2	
NMIS				0		5									
NAMP				2	2		4					3			
AHUN					1	3									
APED					5										
NLAN						0			0	0	0		5		1
NSEM							2	1		5				0	0
AMIN								0				1	1		
FULN								3							
NGRE									1	3	1				
NVEN									5			5		3	2
CPLA										2		4	3		
NIAR														5	
NSBM															5

Tabela 5.4. (continuação)

4 Rio Cértima - São João de Azenha (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
CMEN	0		1	0	0	2		2	3								0	1	
NGRE	1	3	3							3	2	4	3		2	5			
ALAN	2	1	4	2	1	3	1	3	0	2		1	2	4	3	3	3	4	0
CPLA	3	0	0	1	2				1				5	1	4	1	4	2	
NLAN	4	5	2	5	3		2			4	0	0	1	3	0	4		3	2
NSEM	5																		3
NMIN		2						1	5	0	4	2	4	2	1	2	2	0	4
GPAR		4										5							5
NPAL			5		5	5	4	0	2	1	3	3		5			1	2	0
NTRV				3	4	0	0	0	4										
NCRY				4		1	3	5											1
FULN						4													
AHUN							5												
NIGR								4		5							5		
SOVI											1								
AMIN											5							5	
MVAR													0	0	5	0			

4 Rio Cértima - São João de Azenha (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	10/92	12/92	03/93	04/93
CPLA	0	1			2	0	
NMIN	1	3			0	3	
ALAN	2	2		0	0	5	
NCRY	3		5	3			
GPAR	4		4				
NGRE	5				5	4	5
MVAR		0				1	
APED		4					
NSEM		5		4	3		
NAQA			0				
NVEN			1				
NPAL			2	1	2		
NIGR			3	5			
NTRV			2				
SOVI				1			
NPAE				4		2	
NLAN					1	4	
AMIN					3		

Tabela 5.4. (continuação)

5 Rio Cértima - Ponte de Perrães (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
NGRE	0					3	4	0	0	5	3	1	2	0	4	5	2	0	2
NLAN	1										1	0	0	1	0	2		3	1
ALAN	2	2	5	1	2	0		4	3	4		4	4		1	0		2	
CPLA	3	1	3	2		2		3	1	0		5		4	2	1		4	
MVAR	4		1							1	2		3			4		5	
FCAP	5																		
NPUP		4	0	0	0	1	0	2	4								1		
AMIN															5				0
SOVI		3									0			5					4
NPAL		0		4	5	4	1	1	2	3		3					0		5
NCAP		5	4	3	3	3													
NIGF								5						2					
CMEN			2		1	5	2								3			1	
NMIN				5	4				5		5	2	5			3			
NVRO							3	5									5		
GPAR										2									
SBKU											4								
DVUL													1						
CMIN														3					
NCRY																	4		
NIGR																	3		3

5 Rio Cértima - Ponte de Perrães (e)

Taxon	05/92	06/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	11/93
ALAN	0	2	2	0	0	0	0	0	1	1	0	4
GPAR	1		0	2	2	1	4	3	2			2
CPLA	2	1	1	1	3	4			4	4	2	
EBIL	3			5								3
RABB	4											
NLAN	5						2				4	
NGRE		0	5							3		
CMEN		3										
NPUP		4										
CMIC		5										
GPPA			3	4	1	5		4	0			0
EMIN			4									
NAMP				3	5							5
AMIN					4		5	2			1	
MVAR						2			3			
NPAE						3	3	5				
NMIN							1			0	1	
NSAP								1				
CMIN									5	2		
NCRY										5	5	
APED											3	

Tabela 5.4. (continuação)

10 Rio Cértima - Requeixo (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
SHAN	0	5	0	0		2	2	0	1	0	2	0	2	4	0	1	2	1
AMIN	1	0	2	1		3	1	1	0	2	1	1	0	2	3	0	0	0
CMEN	2	1	1	2	0	0	0	2	2	3	4			3		2	1	4
CATO	3	2	4	3	4			4	3					0	2		3	3
CPST	4														4	4		
CPLA	5	4	3	4					5	4		4			5	5		
AUGA		3				4												
TWEI			5															
NCRY				5		1	5											
NIGF					1	5												
NPAL					2					5			5					
NMIS					3													
NPAE					5		4				3						4	
MVAR							3											
AUGR								3	4			5		5				
CDUB								5		1	0	2		1	1	3	5	2
FCON											5							5
NISP												3						
SLIN													1					
NMIN													3					
NISC													4					

10 Rio Cértima - Requeixo (e)

Taxon	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	06/93
SHAN	0					4			1	4	4
AMIN	1	0	4		0	0	0	0	0	0	0
CATO	2	2			2	1			2		
CPLA	3	5								3	
GPAR	4	3					1	2	4	1	
NISP	5										
NMIN		1	1	5			4	4	3	1	
ALAR		4									
ALAN			0		3						
NPAE			2	1	5		3	1	5		
EBIL			3								
NAMP			5							3	
EZPO				0							
NFIL				2							
NIPM				3							
NINC				4						2	
BPAR					1						
CMEN					4						
FCON						2					
NPAL						3					
NIAR						5					
NCRY							2				
NFON							5				
MVAR								3			
GPPA								5			
NSEM									2		
CDUB									5	5	

Tabela 5.5. Ordenação decrescente dos taxa potamoplanc­t­nicos (p) e epil­fticos (e) mais abundantes ao longo do tempo no rio Levira (0 representa o taxon mais abundante).

6 Rio Levira - Vila Verde (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
NLAN	0																		
NGRE	1							5	3	5	3	0	3				5	3	5
NLIN	2									2									
FBRV	3																		
CMEN	4																		
NPAL	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1		3		3	1	0	0	0
NCPL		1	5																
SANG		2	3	1	1	1	1	1	0	5	0	1		0	0		1	4	2
NIGR		3	2		5	3	5			2		2			4	2	3		
NAQA		4	1	2	4	4	2	2	4		3			4			2	1	1
NHPI		5									4								
CPLA			4							1								2	
GPAR				3	2		4					0			5	3		5	
NPUP				4				4											
NUMB				5															
GPPA					3														
NPAE						2						5					4		
ALAN						5	3	3	2			4	1	1	1	0			4
NMIN								5								4			
AMIN									3					4	2	2			
NCRY										4				5					3
NIGF														2					
NMIS															5				
NSAP																5			

6 Rio Levira - Vila Verde (e)

Taxon	05/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	06/93	11/93
GPAR	0	4	0	1	3	0		0	1	2	1	1
NPAL	1	1	4	0		2	4					
NAQA	2	0	2	5	0	4	0		4	4	2	
NMIN	3		1	3	4		3		2		5	
NSAP	4		5				2	1	0	1		3
SANG	5	2		2	1	1			5		3	
ALAN		3			2		5	4			0	0
NIGR		5									4	
NPAE			3							3		
NSEM				4								
NHPI					5	3	1	2		0		
GMIC						5		5				
AMIN								3	3			4
FULN										5		
EPEC											2	
NLAN											5	

Tabela 5.5. (continuação)

7 Rio Levira - Perrães (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
NPAL	0	3	4		5		3	2	1	2	4	4			5	4		3	1
NGRE	1	4																	
NCAP	2	0			4		4												
SOVI	3	1	5					5		3	0	1	2	5	3	0	2	2	2
SANG	4																		
NIGR	5	2	1				0	0	2	4							5	4	
NTRV		5																	
CMEN			0		0	3			4					1	4			1	3
MVAR			2			5	2	1	0	1	1	0	0	4	0	1			
NPAE			3	3								3	1	0	1		1	0	0
NAMP				0	1														
ALAN				1	2	1	5	4					5				3		
NPUP				2															
FULN				4				3	3	0	2	2				2			
CPLA				5	3														
BPAR						0													
AMIN						2							3	3		5	0		
NCRY						4	1		5								4		
NLIN										5	5	5							
SBKU											3								
CMIN													4	2	2	3			
NIGF																	5		
GPAR																		4	
NMIN																			5

7 Rio Levira - Perrães (e)

Taxon	05/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	06/93	10/93	11/93
GPAR	0	0	0	2		3			5					2	
ALAN	1				1	4	4	2	1	1			2	1	1
CMIN	2										2	3			
NCHU	3														
NAMP	4														
GMIC	5														
CPLA		1	3	5											
EBIL		2	4					3	3						
EPEC		3													
NPAL		4				1	1								
PGIB		5													
NIGR			1	0	2	0	2							4	
GTRU			2												
NLIN			5												
SOVI				1						4	1			5	
NAQA				3	5									0	
NGRE				4	3					5	4				
AMIN					0			4		2		1	1	4	
NTRV					4										
NCRY						2	3								
NPAE						5					0	0			
BPAR							0		0				3		
NSEM							5	0		0		2			
EMIN								1							
NMIN								5	4			5	4		
NDIS									2	3					
NIGF											3				
MVAR											5	4	5		
APED													0	0	
ARPT														2	
CBAC														3	
NMIS														5	
SANG															3

Tabela 5.6. Ordenação decrescente dos taxa potamoplancônicos (p) e epilíticos (e) mais abundantes ao longo do tempo na vala do Fontão (0 representa o taxon mais abundante).

8 Vala do Fontão - Vessada (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	-01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
TPSN	0	0	0	0	0	3	1	0	3	0				4	5		0	0	
NGRE	1	1	1	2	2						2	0	0	0	0	0	5		
CPST	2																		
FUAC	3																		
NCRY	4								1			4	2	3					
TWEI	5					0													
NISP		2	2	3	1			3											
NPAE		3	3	5	4		5		2	1	0	1	1	1	1	2	2	1	0
NPAL		4			5		3		0	5	5	5	4			3	1	2	1
NCHU		5	4																
NIGF			5	1		1	0	1		2					2	5	3		
CMEN				4	3	2	2	2											
NACI						4													
NREV						5													
NERI							4												
AMIN								4	4			3	3	2	3	4		4	2
NCLA								5											
NINC									5										
FCAP										3	4								
NIGR										4	3	2	5	5	4	1	4		3
EPEC											1								
GPAR																		3	
SANG																		5	4
NMIS																			5

8 Vala do Fontão - Vessada (e)

Taxon	05/92	07/92	09/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	10/93	11/93
EBIL	0									5		5	
EMIN	1												
GTRU	2												
GGRA	3											2	
AMIN	4						0	1	0	0	0	2	
GPAR	5					1	4						
TPSN		0	1										
NINC		1		5		3			3		1		
NPAE		2	3	0	0	0	1	0	1	1	2	3	0
NCRY		3			1		5	5	4	2	4		
TWEI		4											
NIGF			0										
NGRE			2	4			2	2	2	3			
NPAL			4									1	4
NVRO			5										
NMMU				1									
NFON				2	4							0	
NNAN				3								4	
EPEC					2								1
NAQA					3								
NIGR					5								
NTUB						2		3					
GPPA						4							
NIPM						5						5	
NHPI							3						
NMIN								4	5	4	3		
NAMP											5		
NMIS													3

Tabela 5.6. (continuação)

9 Rio Largo - ponte do Pano (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
TPSN	0	0	0	1	1	2	1	1	4							5			
AMIN	1	2	1	3		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
NIGF	2	3	4							3	3	2	2				4		5
NNAN	3	4	5	4	5		4	3	0	1	4		4	1	2	4	3		1
NCRY	4					5	5	2							5	4			
FUAC	5	1									1	1	1	2	1	2			4
EBIL		5					3	5		2	2	3	3	4	3	3			
CMEN			2	2	2											1	0	0	
NREV			3																
NISP				0	0	1			2										
NPAE				5				4	3	4		4	5	3				3	3
TWEI					3														
NFIL					4	3	2												
NPAL						4											5	1	
GPAR									5	5	5				5				
NISU												5							
NMIS																	2		
NSEM																		4	
SANG																		5	
NIGR																			2

9 Rio Largo - ponte do Pano (e)

Taxon	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	11/93
FUAC	0			1	5	3	3	1	1	5		1	1	5
AMIN	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
TPSN	2	3												
GPAR	3		2	2	3	1	2	4			3		4	
NCRY	4	2												
GGRA	5		3											
NISP		0	0	5										
NINC		4		4										
NNAN		5						3		2	4	5		0
NFIL			4		2									
NIGF			5											
NISU				3										
NPAE					1			5	1	5	3	5		
NIFR					4	5								
EMIN						2	1	2	4		1		2	2
EBIL						4	4	5	3	4		4	4	3
CMIC									2					
NATO										3				
NCRY											2	2		
AVIT													3	

Tabela 5.7. Ordenação decrescente dos taxa potamoplancônicos (p) e epilíticos (e) mais abundantes ao longo do tempo no rio Águeda (0 representa o taxon mais abundante).

11 Rio Águeda - Águeda (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
AMIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
SLIN	1	1	1	2	4	5	3		2	2	1	1	0		1	1	2	3	2
NHMS	2	2	2	4	2	1	1	1	1	1	5	2			3	4	1	2	5
NDIS	3	3										5		0	4	5			
NPAL	4				3						4								1
EMIN	5		3				2	3		3			2			2	3		
FCGR		4					4	2	5				5		2				
FCAP		5	4				5			4		3	4	3		3	5	4	
NIAR			5																
GPAR				1	5	4					3		3				4		
EBIL				3														5	
GPPA				5	1	2	3												
FUAC						3		4	3										
ASAT								5							5				
STDE									4		2								
EPEC										5									
NEDT												4							
NCRY															2				
NMIN															4				3
NGRE															5				
AUGR																		1	
GCLE																			4

11 Rio Águeda - Águeda (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	03/93	04/93	05/93	06/93
AMIN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GPAR	1	1	1	4	1	5	4	2	2	4
NHMS	2	4		2	4	2	2	3		
NCRY	3					4				
SLIN	4	2	3	1			1	1	1	3
NMIN	5	5	2		2			5		2
NPAE		3				1				
NIGR			4							
FCGR			5		5					
EMIN				3				4		
ASAT				5		3			5	
GPPA					3					
GCLE							3			
FCAP							5		1	
NDIS								4		
EBIL									3	
NEDT									5	

Tabela 5.7. (continuação).

12 Rio Águeda - Óis da Ribeira (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
AMIN	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
SLIN	1	3	2	3	4				2	1	5	1	0	1	1	1		2	1
NHMS	2		4	5				1	1	2					2	3	5		
GPAR	3											3		4				4	2
EMIN	4											5						5	
NMIN	5	2	1	2	3	3	2	4	4		3		3	2	4	2	2		
NPAL		1		4	5	4	3			3		4	2	3	5	4			4
NIGR		4			5														
NDIS		5								4	1	1	5			5			3
NPUP			3	1	0	1	1	2	5								1		
FCAP			5								4			5					
CMEN					2	2	4												
NPAE						5	5												
NLON								3											
NCRY								5	3		2						3		
ASAT										5		2							
NEDT														4		3			
FCGR																	4	3	5
NISC																		1	

12 Rio Águeda - Óis da Ribeira (c)

Taxon	05/92	08/92	09/92	10/92	12/92	01/93	02/93	04/93	05/93
NMIN	0	0	1	0	0		3	1	0
AMIN	1	1	0	1	4	0	1	0	1
GPAR	2			3	5	5		3	
SLIN	3				2		5	2	2
NPAE	4							4	
FCGR	5								
NCRY		2							
EMIN		3	3	4	1	1			
NHMS		4							
AOVA		5							
EPEC			2	2	3				
CMEN			4						
NPUP			5						
GPPA				5					
NEDT						2	0		4
FCAP						3			
EBIL						4			
NPAL							2	5	5
ASAT							4		3

Tabela 5.8. Ordenação decrescente dos taxa potamoplanc nicos (p) e epil ticos (e) mais abundantes ao longo do tempo no rio Caima (0 representa o taxon mais abundante).

13 Rio Caima - Vale de Cambra (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
AMIN	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0
GPAR	1	3		1		5	2		3	1		5			4	1	4	3	2
NDIS	2	0	3	5					5	2	0	2	0	1	2	2			3
DMES	3							5			2	0	1	2					
FCAP	4	2	1	2	2	2	4	4	1		4	3	2	3					
FCGR	5		2					3	2						5				
SLIN		4	4									4	4	4					
EMIN		5																2	
NPAL			5							4	5						2	4	5
ASAT				3	5	3	3			5				5	5	3	3	5	1
NMIN				4		4					3					4	1	1	4
NHMS					1	1	0	1											
ALIN					3														
NCRY					4			2											
NAAN							5												
EPEC									4										
EBIL										3									
NGRE															1		3		
PSCA																5			
ALAN																	5		

13 Rio Caima - Vale de Cambra (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	01/93	02/93	04/93	11/93
AMIN	0	1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	3
FCAP	1	0	5			3				3	3	
SLIN	2	2				5					4	
GPAR	3	3	1	4			3	1	2	1	1	2
FCGR	4		2	3	2	4		4			2	
NDIS	5	5	4		5			5	5			
CMIN		4									5	
FVIR			3									
NHMS				0	0	0	4					
NCRY				2	3	2				2		
NAAN				5								
NMIN					4		2		1	5		5
EMIN							1					
CGRA							5					
NPAL								2				1
ALAN								3				
DMES									3	4		
ASAT									4			
NGRE												0
NIPM												4

Tabela 5.8. (continuação)

14 Rio Caima - Barbeito (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
NPAL	0	1	1	0	0	0	0	2	0	1	1	1	2			2	2	2	1
NMIN	1	0	0	2	2	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DMES	2											5							
GPAR	3	3	2	1	1		2	3		5	3		3	3	1	1	4	3	3
FCAP	4		5	3		3		4					5	2	2			5	
NCRY	5	5		5				5	5		4	3	4	5	5		3		5
PSCA		2		4	4				2	4	2	4							4
PGIB		4			3	5	5												
NDIS			4										1	4	4				
AMIN			3			4	3	1	3	3		2		1	3	3	1	1	2
NIGR					5														
NHMS						1	4		4										
ASAT										2	5					4		4	
EMIN																5			
NSAP																	5		

14 Rio Caima - Barbeito (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	11/93
AMIN	0	3	4			3	3	4	1	5	1	3
NPAL	1	2										
NMIN	2	0	1	4	5	2	2	1	0	0	0	0
NPAL	3		3	0	0	0	0	0	5	2	4	4
CMIN	4											
NCRY	5	4			2			3				
GPAR		1	0	1	3	1	1	2	4	1	3	2
PSCA		5		3		5						
FCAP			2					3		5		
NIPM			5									
PGIB				2	4							
NIGR				5	1							
NHMS						4						
ASAT							4		2		2	
MCIR							5					
DMES								5	4			
FCGR									3		5	1

Tabela 5.9. Ordenação decrescente dos taxa potamoplancónicos (p) e epilíticos (e) mais abundantes ao longo do tempo no rio Vouga e valas afluentes (0 representa o taxon mais abundante).

15 Rio Vouga - Aldeia - Segadães (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93	09/93	10/93	11/93
AMIN	0	0	0	2	2	1	2	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
NDIS	1	3	1	4					5	3	1	0	0		1	1		5	
NCRY	2	4		5	3		3	4	4	1	4	5	4					1	5
NGRE	3	2	3									3	2		3				
GPAR	4	1	2	0	1	4	1	2	3		3	4		5	5	3			1
CPST	5				0	2	0	0	1	2							1	2	
NIGR		5																	
CMEN			4	1	4	0	4	3											
FCAP			5							4	2		5	2		4		3	
FUDA				3															
GPSA					5														
PACO						3													
NIPM					5														
NHMS							5		2		5			1			4		
FPIN								5							4		2		
NMIN									5						2	2	3		
FARC												2							
NVEN													3						
ASAT														3		5		4	
NEDT														4					
CPLA																	5		2
PSCA																			3
ALAN																			4

15 Rio Vouga - Aldeia - Segadães (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	03/93	04/93	05/93	06/93
AMIN	0	0	5	3	2		2	1	1	1	0
NDIS	1	2						0	0	0	2
NGRE	2		2					2	2		
GPAR	3		0	0	0	0	0	5		5	4
FCAP	4	1							5	4	
NCRY	5		3		3	2	4	3	4	3	3
NRHY		3									
GCLE		4									
NMIN		5	4		5			4	3	2	1
GPPA			1	2			5				
CPST				1	1	1	1				
GPSA				4		5					
NIPM				5						5	
NPAL					4						
FPIN						3					
NHMS						4	3				

Tabela 5.9. (continuação)

16 Vala Mestra - Aldeia - Segadães (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
FUAC	0	0		3	1						3		1	5	0	0
EPEC	1															
EMIN	2							5								
NPAE	3		0	5			5		2	4	2	2	0	2		
FPIN	4					4										
ENAE	5							4	0						5	4
FCRO		1					4									2
EBIL		2	2						3		1	1	3	3		
AMIN		3		1	3	2	2	0		0	4	0	4	1	1	1
CPST		4			2	0								0	2	
TFLO		5						2				4	5		4	
NIAR			1		4											
NIGR			3				1		1	1						
CMEN			4	0	0	5										
NMIN			5						5							
NIPM				2	5		0			3				4		
GPAR			4			1						5				
NCRY						3										
NPAL							3				5					5
PACO								1								
TFEN								3	4	5	0	3	2		3	3
FCAP										2						

16 Vala Mestra - Aldeia - Segadães (e)

Taxon	06/92	07/92	09/92	10/92	11/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
AMIN	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
EBIL	1							1	4	5	4	3	
GPAR	2	3	1		4	1	1	4	3	3			
FUAC	3		4	4		5		3	1	0	2	4	2
MCIR	4												
EMIN	5	0	2	1		3					2	1	
TFLO		1								4			
TFEN		5			2		4				5		3
CMES			3										
NCRY			5		1		3						
NPAE				2				2	2	2	1	1	5
CMIN				3	3	2	5						
CPST				5									
FCRO					5								
PGIB						4							
NPAL							2						
NIPM								5	5		3		4
NMIN												5	

Tabela 5.9 (continuação)

17 Ribeira da Horta - Eixo (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	11/92	12/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
EBIL	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
FUAC	1	2	1	2				1	3	5	5	3
AMIN	2	1	2	4		2	4	2	1	1	4	1
GGRA	3		5		5	5						
GPAR	4	4		3	2	1	1					
NPAE	5								4	3	1	2
NNAN		3	3	0	1	3	3	3		4	2	5
EMIN		5	4				2	4	5			
NMIN				5	4			5				
PSPD					3	4						
EPEC							5					
NDIS									2	2	3	4

17 Ribeira da Horta - Eixo (e)

Taxon	05/92	06/92	07/92	03/93	04/93	05/93	06/93
NISP	0						
NPAE	1	2					
NCRY	2	5					
GTRU	3				5		
GGRA	4		3				
AMIN	5	0	5	2	1	1	1
EBIL		1	1	0	0	0	0
FPIN		3					
CPLA		4					
EMIN			0	5	4		
GPAR			2			3	
NMIN			4				
NDIS				1	2	2	2
EPEC				3			
FUAC				4	5		5
NNAN					3	4	4
NIPM							3

Tabela 5.9. (continuação)

18 Vala da Carreira - Frossos (p)

Taxon	04/92	05/92	06/92	07/92	08/92	09/92	10/92	11/92	11/92	01/93	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
AMIN	0	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0
FUAC	1	1	3	2				1	2		5		2	1	
NPAE	2					4			4	1	4		5	4	4
GPAR	3	4	2	3		5	3	4		3	3	2		3	1
NDIS	4									0	2		3		
NNAN	5						2	5		4				5	
FCAP		2							3						
NCRY		3	4									5			
FPIN		5			3		5						4	2	5
AVIT			1												
EBIL			5	5							1	1	1		
CPST				1	0	1	0	3	1						
CATO				4		2						3			
CMEN					2	3	4	2							
ALAN					4										
NISP					5										
TFLO									5						
ENAE										5		4			
NIPM												5			
TFEN															2
NGRE															3

18 Vala da Carreira - Frossos (e)

Taxon	05/95	06/92	07/92	09/92	10/92	11/92	11/92	02/93	03/93	04/93	05/93	06/93
AMIN	0		0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
GPAR	1		1	1	1	1	3	1	2		1	1
GGRA	2	3			2							
ENAE	3		5									
FUAC	4					5	1					
EBIL	5		4				2	2	1		2	5
NPAE		0		5	5		4					
NNAN		1		4		2					3	
NPAL		2		2		3		3				
GACU		4							4	5		
NDIS		5				4				2		
CMEN			3									
NIAR				3	3							
NISP					4							
FCRO						5						
MVAR								4				
FULN								5				
SPHO									3			
PBDI										3		
CPLA										4		
NIPM											4	
TFEN											5	
EMIN												2
AVIT												3
CMIN												4

5.4. CONCLUSÃO

A análise das Tabelas 5.3. a 5.9. permitiu determinar os taxa mais importantes, em termos quantitativos e de frequência, nas amostras potamoplanctônicas e epilíticas. Apesar de algumas diferenças registadas entre os dois tipos de amostras estas foram, na sua generalidade, semelhantes no que respeita aos taxa dominantes. Foram exceções as amostras potamoplanctônicas provenientes particularmente dos locais 8, 9, 10 e 15 composta por alguns taxa cêntricos, que dominaram apenas em determinadas épocas do ano ou ao longo de todo o período de amostragem e as amostras epilíticas em que estes taxa cêntricos apenas estiveram presentes esporadicamente, visto tratar-se de formas verdadeiramente planctônicas.

De uma forma geral, verificou-se que a análise das Tabelas 5.3. a 5.9., para além de apoiar a análise crítica das Tabelas 5.1 e 5.2., complementou a informação proveniente dos dados qualitativos. Assim, a análise dos dados quantitativos permitiu, não só salientar as espécies mais importantes, em termos de abundância e frequência mas também as espécies mais características de cada local ou conjunto de locais. Realçou-se ainda, que algumas espécies com uma distribuição ecológica restrita ocorreram tipicamente apenas num determinado local e salientaram-se os taxa comuns a algumas das formações aquáticas em estudo.

CAPÍTULO 6. QUALIDADE BIOLÓGICA DA ÁGUA

“... les indices diatomiques peuvent fournir une estimation de la qualité biologique des eaux qui complète bien l'information apportée par d'autres méthodes...” (DESCY & COSTE 1987).

6.1. INTRODUÇÃO

A determinação da qualidade da água baseada em parâmetros físico-químicos é bastante importante para a caracterização do meio aquático, contudo, é incompleta porque pontual no espaço e no tempo. Os métodos biológicos para avaliação da qualidade da água complementando os métodos físico-químicos são capazes de revelar situações de poluição contínua ou intermitente e de integrar as variações ambientes.

Os métodos biológicos que utilizam as algas como indicadoras e particularmente as diatomáceas não estão tão difundidos como o uso dos macroinvertebrados. Contudo, a utilização das diatomáceas como indicadores biológicos na avaliação da qualidade das águas já data de há muito tempo sendo os índices diatomológicos de uso frequente (DESCY 1973, 1976a, 1976b, 1979, 1984, COSTE 1978, LANGE-BERTALOT 1979, GIL 1988, CALDAS 1988, LECLERCQ 1988, 1989, PRYGIEL & COSTE 1993a, 1993b, ELORANTA 1995) para caracterização da qualidade da água. Recentemente tem-se vindo, também, a assistir a um incremento da utilização das diatomáceas e aperfeiçoamento dos diferentes métodos propostos (DESCY & COSTE 1987-1988, SLÁDECEK 1986, LECLERCQ & MAQUET 1987, CORING 1996, KELLY *et al.* 1996, LENOIR & COSTE 1996, PIPP 1997), no sentido de atribuir aos taxa uma informação mais completa acerca das suas preferências físico-químicas.

DESCY (1980), DESCY & COSTE (1987), LECLERCQ (1989) e McCORMICK & CAIRNS (1994) referem algumas vantagens na utilização de diatomáceas para avaliar a qualidade da água. São de considerar, entre outras as seguintes:

- as diatomáceas têm diversos graus de sensibilidade à poluição, principalmente à eutrofização, assim como às poluições orgânicas e minerais;
- devido às elevadas taxas de divisão das diatomáceas, estas são capazes de reagir rapidamente às modificações de qualidade das águas;
- as diatomáceas permitem uma estimativa fiável da qualidade da água independentemente de variações sazonais naturais;
- as diatomáceas bênticas estão presentes em todos os meios;
- a contagem de indivíduos é, mais fiável e mais reprodutível do que a triagem e contagem de organismos de maiores dimensões;
- o seu tamanho microscópico permite uma amostragem fácil;
- existe, actualmente, muita bibliografia disponível relativamente à tolerância e sensibilidade das diatomáceas a alguns tipos mais comuns de poluição.

Como quaisquer outros métodos, também os diatomológicos apresentam limitações:

- a utilização das diatomáceas exige a identificação até ao nível específico ou sub-específico e, conseqüentemente, uma preparação taxonómica muito boa do diatomologista;
- às poluições principalmente as tóxicas não são facilmente detectadas e avaliadas pelos índices diatomológicos;
- as diatomáceas são indicadoras de poluição, a curto prazo, quando comparadas com os invertebrados ou peixes, porque se são capazes de responder rapidamente a uma situação de poluição traduzindo-a por uma modificação da composição e estrutura das comunidades, podem também recuperar rapidamente (cerca de um mês) após uma poluição accidental.

6.1.1. Métodos Biológicos

Na avaliação da qualidade da água através das diatomáceas podem usar-se índices bióticos e índices matemáticos. Sob a designação de índices bióticos referem-se os índices sapróbicos (ILM e SLA) e os índices diatomológicos (DESCY, IPS e CEC). Dos inúmeros e diversificados índices matemáticos frequentemente utilizados na avaliação da qualidade das águas, salientam-se o índice de diversidade de SHANNON-WIENER (1949 *in* WASHINGTON 1984) e a equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (1964).

Os índices bióticos, quer sapróbicos, quer diatomológicos, baseiam-se no conceito de organismo indicador, conceito este que já data de há longo tempo (KOLKWITZ & MARSSON 1908, 1909; SLÁDECEK 1973) bem definido e documentado por CAIRNS *et al.* (1993) e McCORMICK & CAIRNS (1994), e na autoecologia das espécies (CHOLNOKY 1968 *in* DESCY 1983, DESCY 1983, VAN DAM 1994).

Os índices de diversidade estão dependentes do número de espécies presentes e do número de indivíduos de cada espécie.

Qualquer um dos dois tipos de índices (bióticos e de diversidade) faz uma avaliação aproximada da qualidade da água pelo que os índices bióticos devem ser comparados, com algumas reservas e cuidados, com os de diversidade, porque enquanto os primeiros medem a poluição com base nas reacções dos diferentes taxa ao meio ambiente, os segundos revelam unicamente alterações na estrutura da comunidade que pode ou não alterar-se com a poluição (WASHINGTON 1984).

6.1.1.1. Índices sapróbicos

Os fundamentos teóricos e a base metodológica para a aplicação prática do sistema de saprobia (intensidade de degradação da matéria orgânica morta) datam do início deste século e devem-se a KOLKWITZ & MARSSON (1908, 1909). Estes investigadores estabeleceram

claramente a relação dos organismos aquáticos com a pureza e a poluição orgânica da água e elaboraram listas de organismos característicos, animais e vegetais, nas quais referiam as suas preferências por um dos três níveis de saprobia por eles propostos. KOLKWITZ em 1935 e 1950, e LIEBMAN em 1951 e 1962 (*in* SLÁDECEK 1973) publicam uma revisão das listas de organismos acima mencionadas.

Este método, empírico e fundamentado na observação directa, apresentava a grande desvantagem de não ter suporte matemático para a avaliação da qualidade da água, que era feita tendo em conta os organismos presentes e a experiência de quem a conduzia. Esta desvantagem foi progressivamente atenuada à medida que os diversos autores foram propondo métodos numéricos de cálculo, entre eles, PANTLE & BUCK (1955) (*in* SLÁDECEK 1973) e ZELINKA & MARVAN (1961). ZELINKA e MARVAN conjuntamente com KUBICEK (1959 *in* SLÁDECEK 1973) proporcionaram um avanço definitivo ao sistema de saprobia ao atribuir cada espécie, não um único nível sapróbico mas uma distribuição pelos vários níveis da saprobia, propondo a expressão "valência sapróbica" para cada espécie. Mais tarde ZELINKA & MARVAN (1961) adicionam uma nova variável o "valor indicador" da espécie. O grau de saprobia calculado pela fórmula proposta por ZELINKA & MARVAN é definido pelo índice zonal mais elevado.

A fórmula utilizada para o cálculo do índice sapróbico pelo método SLÁDECEK embora influenciada pela fórmula proposta por PANTLE & BUCK deriva directamente da fórmula do índice de ZELINKA & MARVAN e escreve-se:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i h_i v_i}{\sum_{i=1}^n s_i h_i}$$

h_i - abundância relativa da espécie i ;

s_i - "valência sapróbica por zona" ou grau de afinidade para as águas ricas em matérias orgânicas da espécie i (varia de 0 a 4);

v_i - "valor indicador" ou grau de estenoiccia da espécie i (varia de 1 a 5).

Este índice de SLÁDECEK (S) que comporta cinco zonas sapróbicas varia entre 0 e 4 e estabelece 5 classes para a qualidade da água. DESCY & COSTE (1988) transformaram os valores de S por forma a variarem de 1 a 20 utilizando os seguintes cálculos:

$$Q = 5 - S \quad \text{SLA} = Q \times 4,75 - 3,75$$

Zona sapróbica	Classe de qualidade água	S	SLA
Xenossaprobia	poluição nula	0 - 0,5	20,00 - 17,63
Oligossaprobia	poluição fraca	0,5 - 1,5	17,63 - 12,88
β - Mesossaprobia	poluição média	1,5 - 2,5	12,88 - 8,13
α - Mesossaprobia	poluição forte	2,5 - 3,5	8,13 - 3,38
Polissaprobia	poluição muito forte	3,5 - 4,0	3,38 - 1,00

Mais recentemente e derivado directamente do método de Sládecek LECLERCQ & MAQUET (1987) propõem novos valores para a "valência sapróbica" (s) e para o "valor indicador" (v) após uma compilação exaustiva dos dados autoecológicos disponíveis na bibliografia. A fórmula utilizada, para cálculo deste índice é a seguinte:

$$\text{ilm} = \frac{\sum_{x=1}^n A_x V_{s_x} V_{i_x}}{\sum_{x=1}^n A_x V_{i_x}}$$

n - número de taxa presentes na amostra;

A_x - abundância relativa do taxon x;

V_{s_x} - valência sapróbica do taxon x que varia de 1 (diatomáceas com afinidade para a matéria orgânica) a 5 (diatomáceas sensíveis à matéria orgânica);

V_{i_x} - valor indicador do taxon x que varia de 1 (espécies com larga distribuição geográfica) a 5 (espécies com distribuição geográfica restrita).

Os valores de ilm variam de acordo com a tabela que a seguir se assinala. DESCY & COSTE (1988) transformaram os valores de ilm para variarem de 1 a 20 pela seguinte fórmula:

$$\text{ILM} = \text{ilm} \times 4,75 - 3,75$$

Zona sapróbia	Classe de qualidade da água	ilm	ILM
Xenossaprobia	poluição orgânica nula	4,3 - 5,0	16,7 - 20,0
Oligossaprobia	poluição orgânica fraca	3,6 - 4,2	13,4 - 16,2
β - mesossaprobia	poluição orgânica moderada	3,0 - 3,5	10,5 - 12,9
α - mesossaprobia	poluição orgânica forte	2,3 - 2,9	7,2 - 10,0
Polissaprobia	poluição orgânica muito forte	1,0 - 2,2	1,0 - 6,7

6.1.1.2. Índices de DESCY, IPS e CEC

Estes índices permitem avaliar as poluições orgânicas e inorgânicas com base na sensibilidade de cada espécie, tendo em conta as respostas de toda a comunidade.

DESCY em 1979 propôs um índice para avaliar estas poluições. Fundamentado em estudos de análise factorial em que relacionou os parâmetros fisico-químicos com os taxa diatomológicos, estabeleceu cinco classes de poluosensibilidade que variam de 1 (para as diatomáceas resistentes) a 5 (para as mais sensíveis). Associa também a cada espécie um "valor indicador" que varia de 1 (formas mais ubíquas) a 3 (para os taxa mais característicos).

O índice proposto tem a seguinte fórmula:

$$Id = \frac{\sum_{i=1}^n A_i i v_i}{\sum_{i=1}^n A_i v_i}$$

A_i - abundância relativa da espécie i ;

i_i - "índice de sensibilidade" da espécie i (varia de 1 a 5);

v_i - "valor indicador" da espécie i (varia de 1 a 3).

Os valores obtidos para este índice (Id) variam de 1 a 5, tendo sido transformados por DESCY & COSTE (1988) de modo a variarem de 1 a 20 ($IdC = 4,75 \times Id - 3,75$).

Os valores obtidos de Id ou IdC podem ser interpretados da seguinte forma:

Qualidade água	Classe de qualidade da água	Id	IdC
boa	poluição nula	>4,5	>17,63
a	poluição ou eutrofização fracas	4,5 - 4,0	17,63 - 15,25
aceitável	eutrofização moderada	4,0 - 3,5	15,25 - 12,88
má	poluição moderada ou eutrof. impte	3,5 - 3,0	12,88 - 10,50
a	poluição forte	3,0 - 2,0	10,50 - 5,75
muito má	poluição muito forte	2,0 - 1,0	5,75 - 1,00

O índice de poluossensibilidade específica (IPS) deriva directamente do método de DESCY (1979) diferindo dele simplesmente na alteração de certos valores das "sensibilidades específicas" (i_j) e de "valores indicadores" (v_i) (CEMAGREF 1984 *in* COSTE 1986, 1992). Do seu cálculo resulta um valor numérico que pode variar de 1 a 5, mas que, após transformação anteriormente referida, varia até 20 (DESCY & COSTE 1988).

O índice diatomológico CEC proposto por CEMAGREF (1982-84) citado por COSTE (1986) sucessivamente modificado e recentemente apresentado à Comunidade Europeia como método normalizado para diagnóstico biológico das poluições (DESCY & COSTE 1988, 1991) é baseado na utilização de uma tabela de dupla entrada.

A tabela elaborada com base em estudos efectuados pela Análise em Componentes Principais foi extraída do cruzamento entre dados físico-químicos e biológicos. A tabela é composta, na horizontal, por oito grupos de taxa classificados por ordem de sensibilidades que decrescem do grupo 1 ao 8. Verticalmente existem quatro sub-grupos de taxa com distribuição geográfica mais restrita, classificados em função dos grandes biótopos definidos pela alcalinidade e mineralização. O primeiro sub-grupo compreende numerosos taxa que preferenciam as zonas superiores de cursos de águas ácidas ou alcalinas. O segundo sub-grupo engloba taxa das zonas médias dos cursos de águas alcalinas, o terceiro contém taxa referentes à parte inferior das zonas médias e o último compreende taxa das zonas de estuários ou de meios fortemente mineralizados.

O valor indicial (CEE) é obtido por intersecção dos valores dos grupos e sub-grupos medianos (aqueles que contêm 50% ou mais da abundância dos taxa intervenientes no cálculo), variando de 0 (água fortemente poluída) a 10 (água pura e isenta de poluição).

Por uma questão de normalização também este valor indicial foi transformado por forma a variar de 1 a 20 ($CEC = 1 + 1,9 \text{ CEE}$). Os valores do índice CEE ou CEC podem ser interpretados de acordo com a seguinte tabela:

Classe de qualidade da água	CEE	CEC
poluição muito forte	0	1,0
	1	2,9
poluição forte	2	4,8
	3	6,7
poluição moderada	4	8,6
	5	10,5
qualidade média	6	12,4
	7	14,3
a boa	8	16,2
muito boa	9	18,1
qualidade	10	20,0

6.1.1.3. Índices de diversidade

A estrutura das comunidades pode ser avaliada utilizando, entre outros, os índices de diversidade.

O termo "diversidade" tem tido diferentes interpretações consoante o autor. WASHINGTON (1984) apresenta uma resenha histórica, bastante completa, no que diz respeito a este assunto e conclui que a diversidade também denominada "diversidade ecológica" ou "diversidade específica" é um parâmetro de estrutura da comunidade, envolvendo as espécies e as suas abundâncias.

Várias definições tem sido dadas para "índice de diversidade" e parece haver consenso na bibliografia quanto à necessidade do índice ter uma componente relativa ao número de espécies e outra que meça a abundância, dos indivíduos nas espécies (regularidade) (WASHINGTON 1984), e de traduzir num único número, a relação entre estas duas componentes (SULLIVAN 1984).

Durante todo este século têm surgido diferentes índices de diversidade. No entanto, os que derivaram da teoria da informação, que se baseia no grau de incerteza ligado à identidade de qualquer espécie quando se retira um indivíduo ao acaso, são os mais conhecidos e utilizados, destacando-se o índice de SHANNON-WIENER desenvolvido independentemente pelos dois autores. Em 1949 SHANNON estabeleceu claramente a fórmula para o índice (citado por WASHINGTON 1984):

$$H' = - \sum_{i=1}^s \frac{n_i}{N} \times \log_2 \frac{n_i}{N}$$

s - número de espécies;

n_i - número de indivíduos da espécie i;

N - número total de indivíduos.

A equitabilidade, que pressupõe uma distribuição equilibrada dos indivíduos pelas espécies, foi definida por LLOYD & GHELARDI (1964) como uma medida das relações existentes entre as espécies num dado lugar e tempo, à qual deram o nome de equitabilidade e que é definida por:

$$E = \frac{S'}{S}$$

S' - número de espécies previstas pelo modelo da "vara partida" de MACARTHUR para a diversidade específica calculada;

S - número de espécies observadas.

O valor da equitabilidade varia de 0 a 1 mas pode, por vezes, ser superior a 1 quando a comunidade é muito rica em espécies e pobre em indivíduos.

O uso dos índices de diversidade no estudo da estrutura das comunidades, pode ser útil por poder vir a reflectir situações anómalas nas comunidades, entre elas a poluição (WASHINGTON 1984). Contudo, este ponto de vista deve ser encarado com reserva, pois a diversidade por si só, não pode ser utilizada como um índice de qualidade da água (ARCHIBALD 1972, HUGHES 1978 *in* WASHINGTON 1984, GIL 1988, NATHAR KHAN 1991), mas deve ser encarado como uma medida complementar na detecção de poluições (COSTE 1978).

6.2. METODOLOGIA

Avaliou-se a qualidade biológica das águas das dezoito estações, ao longo de todo o período de amostragem, quer utilizando os dados das amostras potamoplanctónicas quer das amostras epilíticas, recorrendo para o efeito, ao programa para computador "CO.CA.IN" desenvolvido por CEMAGREF (COSTE 1992). As listas dos taxa utilizadas por este programa são as que foram propostas pelos diferentes autores, reproduzida por COSTE (1992). Os índices bióticos, de diversidade e a equitabilidade utilizados foram:

Índices	nº de taxa propostos pelo autor
Bióticos	
- Índice de poluossensibilidade específica (1984 <i>in</i> COSTE 1986) - IPS	2035
- Índice DESCY (1979) - IdC	106
- Índice LECLERCQ & MAQUET (1987) - ILM	210
- Índice SLÁDECEK (1984-86) - SLA	323
- Índice CEE (1988-91) - CEC	208
Matemáticos	
- Índice de diversidade de SHANNON-WIENER (1949 <i>in</i> WASHINGTON 1984) - H'	
- Equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (1964) - E	

Para facilitar a comparação e interpretação dos resultados dos índices bióticos, adoptaram-se as transformações matemáticas propostas por DESCY & COSTE (1988):

Efectuou-se uma análise de regressão linear entre os valores indiciais potamoplanctónicos e epilíticos respeitantes a cada índice biótico. Calcularam-se ainda correlações (coeficiente de correlação de *Pearson*) entre os valores indiciais e os parâmetros ambientais determinados.

6.3. RESULTADOS

6.3.1. Comparação da qualidade biológica da água nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas

6.3.1.1. Estudo interpretativo

Procedeu-se a uma comparação dos valores indiciais obtidos a partir das amostras potamoplanctónicas e epilíticas. Esta comparação foi efectuada, por um lado, porque, apesar de haver alguns locais onde por vezes a velocidade da corrente assumiu valores consideráveis, um grande número de estações de amostragem apresentou valores muito baixos deste parâmetro; todos os locais amostrados apresentaram baixa profundidade o que implica que as amostras totais contivessem não só diatomáceas planctónicas como perifíticas provenientes de vários habitats, constituindo amostras mais ricas quanto ao número de espécies presentes, do que as amostras epilíticas. Por outro lado, as amostras epilíticas não provieram de substratos naturais mas de pedras polidas colocadas nos locais de amostragem (substratos artificiais).

O estudo comparativo dos valores dos índices bióticos obtidos a partir das amostras epilíticas e das potamoplanctónicas revelou que, de um modo geral, para qualquer dos índices, para qualquer local de amostragem ou para qualquer período do ano os valores apontavam

para a mesma classe de qualidade de água ou para uma classe de qualidade aproximada (ANEXO 5).

A título de exemplo analisaram-se todos os valores indiciais obtidos para os locais de amostragem do rio Antuã em Minhoteira (1) e para o rio Águeda em Águeda (11) ao longo do período de amostragem (Figura 6.1.). Foram escolhidos estes dois locais por apresentarem características bastante diferentes. O local 1 apresentava uma água geralmente turva, com coloração esbranquiçada ou acastanhada onde frequentemente era visível uma camada de espuma à superfície e uma velocidade da corrente de cerca de 48cms^{-1} , em média. O local 11 apresentava uma água mais ou menos límpida, geralmente sem cheiro e em que a velocidade da corrente era inferior a 10cms^{-1} . Apesar das diferenças aparentes evidenciadas na Figura 6.1., entre os resultados das amostras de potamoplâncton e de epilítton para determinado índice, verifica-se que esses valores indiciais permitem a inclusão numa mesma classe de qualidade.

Para uma melhor compreensão e visualização dos resultados, os valores dos índices referem-se às quatro estações do ano. Os valores indiciais de CEC, IdC, IPS, SLA e ILM para cada estação do ano foram obtidos a partir das médias aritméticas dos meses correspondentes a cada época, da seguinte forma: Primavera/92 (04/92, 05/92 e 06/92), Verão/92 (07/92, 08/92 e 09/92), Outono/92 (10/92, 11/92 e 11/92), Inverno/92-93 (12/92, 01/93, 02/93 e 03/93), Primavera/93 (04/93, 05/93 e 06/93) e Outono/93 (09/93, 10/93 e 11/93).

Da exploração dos resultados é fácil concluir que a estação 1 apresentou predominantemente uma água de má qualidade enquanto que, na estação 11 a água foi de média a boa qualidade.

Apesar de, um modo geral, se ter verificado uma boa relação entre os valores indiciais das amostras totais e de pedra, houve por vezes algumas disparidades notórias, como foi o caso da vala do Fontão em Vessada (8). Na Primavera de 1992 os valores indiciais obtidos a partir das amostras totais indicaram uma má qualidade da água, (poluição forte) enquanto que

os provenientes das amostras de pedra indicaram uma boa qualidade da água (poluição ou eutrofização fracas) (Tabela 6.1.).

No Outono de 1993, no rio Caimã em Vale de Cambra (13) verificou-se que, enquanto a amostra total indicou uma eutrofização moderada, a amostra de pedra indicou uma má qualidade da água.

No Inverno de 1992-93 ou mais precisamente em Fevereiro, em Barbeito (14), registaram-se discrepâncias acentuadas entre os valores indiciais epilíticos e potamoplactónicos, sobretudo, referentes aos índices IdC e IPS. Os valores indiciais epilíticos de Fevereiro de 1993 revelaram uma poluição muito forte para este local e os valores indiciais potamoplactónicos, para o mesmo mês, revelaram uma situação de poluição moderada (ANEXO 5).

Na vala Mestra em Aldeia - Segadães (16) e sobretudo, no Verão e Outono de 1992 os valores indiciais relativos às amostras potamoplactónicas foram, de uma forma geral, inferiores (pior qualidade da água) aos valores indiciais das amostras de pedra que indicaram melhor qualidade da água que os primeiros (Tabela 6.1.).

Apesar das diferenças que se verificaram na vala da Carreira entre Angeja e Frossos (18) não terem sido muito acentuadas, é conveniente referi-las. As amostras epilíticas recolhidas no Inverno de 1992-93 e Primavera de 1993 indicaram melhor qualidade de água do que as amostras totais quando foram comparados apenas dois índices (CEC e IPS) (Tabela 6.1.).

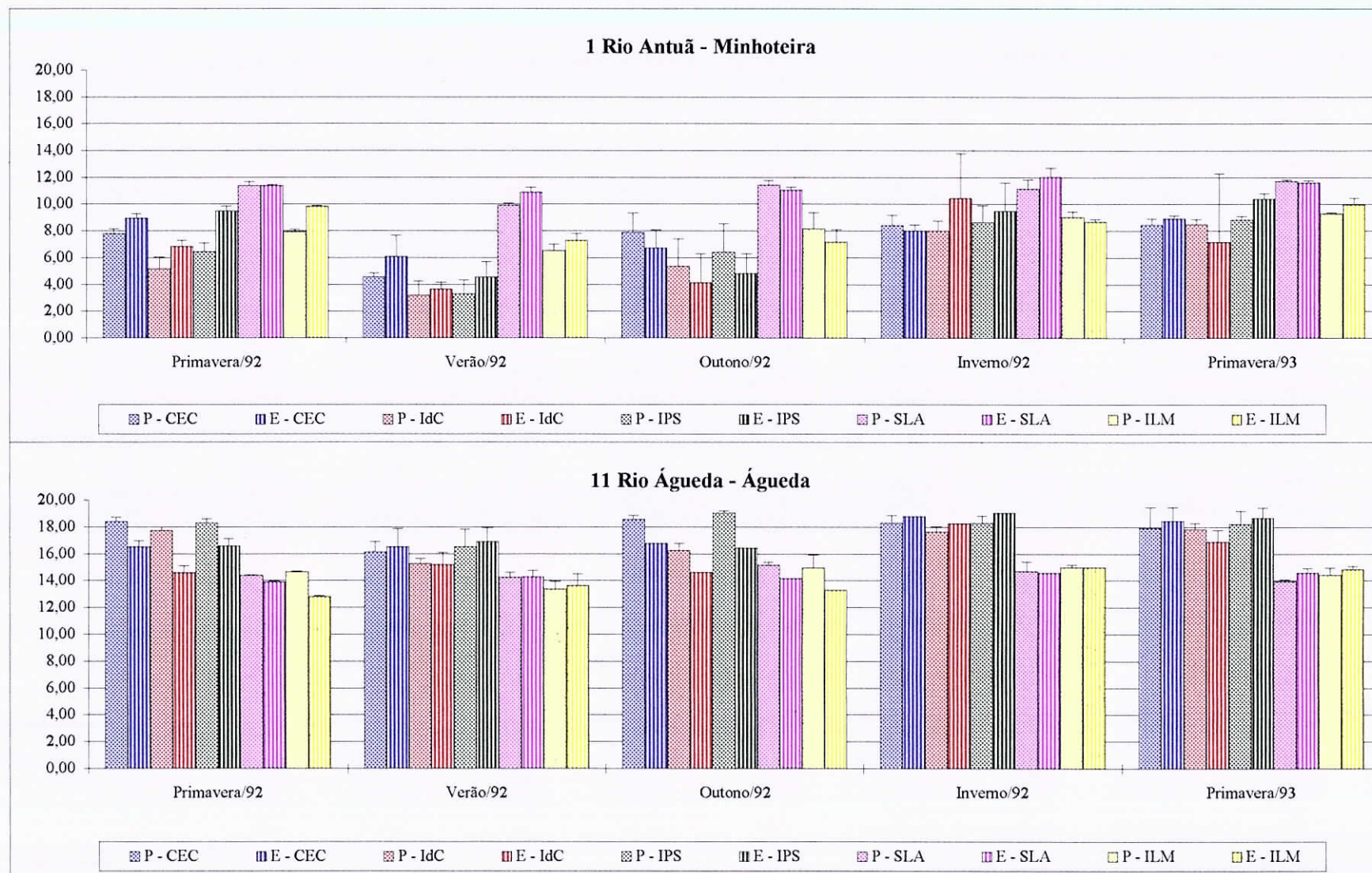


Figura 6.1. Variação sazonal dos valores indiciais, dos cinco índices bióticos, nas amostras potamoplancónicas (P) e epilíticas (E) com indicação dos desvios padrão, respeitantes à média dos valores indiciais sazonais, em duas estações de amostragem.

6.3.1.2. Análise matemática

Registou-se uma relação linear positiva e significativa ($P < 0,05$) entre os valores indiciais potamoplanctónicos e epilíticos (Figura 6.2.). A variação dos valores indiciais potamoplanctónicos e epilíticos com os parâmetros físico-químicos também foi semelhante (Figura 6.3.). Os gráficos obtidos mostram o mesmo tipo de distribuição de uma determinada variável ambiental em relação aos valores indiciais determinados a partir dos dois tipos de amostras.

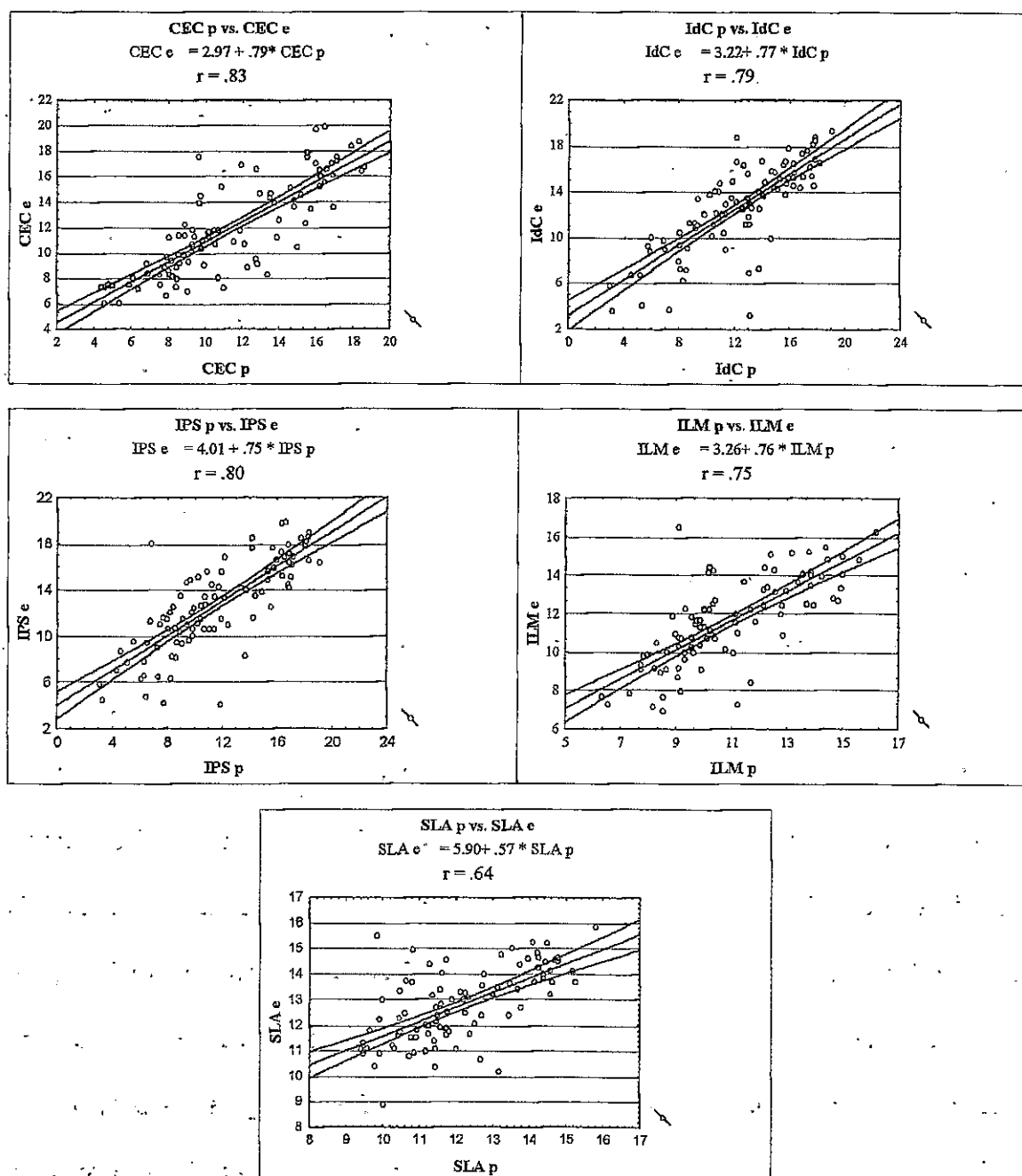


Figura 6.2. Regressão linear dos valores indiciais potamoplanctônicos (p) com os valores indiciais epilífticos (e). Os intervalos de confiança a 95% são apresentados.

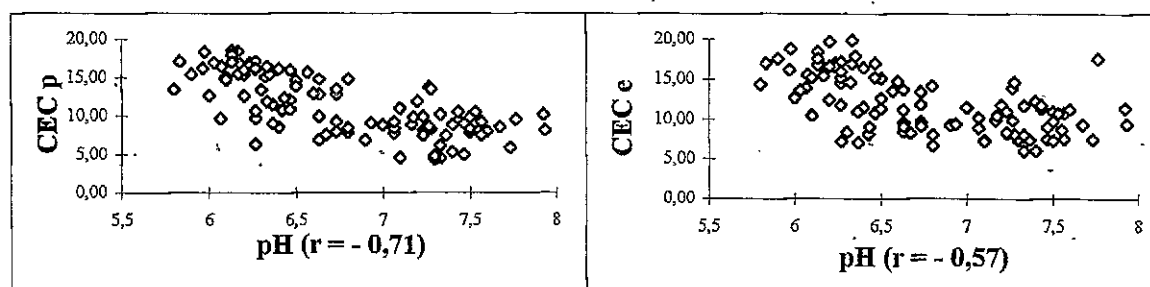


Figura 6.3. Variação dos valores indiciais potamoplanctônicos (p) e epilífticos (e) em função do pH.

6.3.2. Qualidade da água em cada local de amostragem

Tendo-se concluído que os resultados indiciais provenientes das amostras epilíticas e potamoplancónicas eram semelhantes, analisaram-se os valores indiciais obtidos nas amostras potamoplancónicas, nos cinco índices bióticos, para avaliar a qualidade da água em cada estação de amostragem.

Como a estrutura conceptual do programa "CO.CA.IN." não permitia a utilização directa dos dados quantitativos provenientes da inventariação das amostras quantitativas potamoplancónicas houve que proceder à sua adequação mediante a transformação dos quantitativos absolutos (ind.l^{-1}) em quantitativos relativos (permilagem). Uma vez que os valores indiciais obtidos para cada mês não apresentavam diferenças muito marcadas relativamente aos valores médios obtidos para cada estação do ano, optou por fazer-se o seu estudo sazonal em vez de mensal, o que permitia a diminuição da quantidade de informação fazendo ressaltar os pormenores mais importantes (Tabela 6.1. e Figura 6.4.). Na Tabela 6.1. estão referidos os valores indiciais sazonais obtidos para cada um dos índices e destacados a negro os valores que não constituem "verdadeiras" médias sazonais porque provieram de um número menor de meses de amostragem devido à perda da amostra epilítica; os espaços não preenchidos referem-se à perda total das amostras epilíticas durante alguns dos períodos.

No conjunto das dezoito estações de amostragem, qualquer que fosse a abordagem (amostras totais e/ou de pedra), um grupo de locais sobressaiu sempre pela má qualidade da água e, outro grupo, pela qualidade menos má da água.

A pior qualidade de água foi encontrada nas estações do rio Antuã em Minhoteira (1) e em Estarreja (2), no rio Cértima em Vale de Estevão (3), no rio Levira em Vila Verde (6) e no rio Caima em Barbeito (14).

Os locais 1 (Minhoteira) e 2 (Estarreja) fazem parte da mesma formação aquática (rio Antuã), em que o local 2 está situado a jusante do primeiro. Para ambos os locais os valores indiciais indicaram, ao longo de todo o período de amostragem, uma forte poluição da água que se acentuou no Verão de 1992, mais drasticamente no local 1 do que no local 2 reflectindo, contudo, para os dois locais em consideração, uma qualidade da água muito má (poluição muito forte).

Os outros três locais pertencem a formações aquáticas distintas: o local 3 situa-se no rio Cértima em Vale de Estevão, o local 6 no rio Levira em Vila Verde (um afluente do rio Cértima) e, finalmente, o local 14 localiza-se no rio Caima em Barbeito.

A estação de amostragem 3 constitui, neste estudo, o local mais a montante no rio Cértima e apresentou ao longo de todo o ano uma poluição forte a muito forte. Neste local durante a Primavera, Verão e Outono de 1992 registou-se continuamente uma má a muito má qualidade da água que melhorou ligeiramente durante o Inverno de 1992-93 e Primavera de 1993.

O local 6 apresentou poluição forte ao longo do tempo de amostragem. Tal como nas estações de amostragem anteriores, também nesta, a qualidade da água se pôde considerar muito má, correspondendo a poluição muito forte durante o Verão de 1992.

No local 14 e durante a Primavera e Outono de 1992 registou-se uma poluição forte que se acentuou no Verão do mesmo ano, tal como se tem vindo a constatar para os locais anteriormente referidos. No Inverno de 1992-93 e Primavera de 1993 verificou-se uma ligeira melhoria global, mas no Outono de 1993 surgiu novamente uma situação de poluição moderada a forte, embora menos acentuada que em igual período do ano anterior. Globalmente este local pôde definir-se como tendo uma poluição moderada a forte.

As estações de amostragem que na generalidade apresentaram a melhor qualidade da água localizam-se no rio Águeda em Águeda (11), no rio Caima em Vale de Cambra (13) e na ribeira da Horta em Eixo (17).

Em Águeda o rio pôde definir-se como tendo água de muito boa qualidade a aceitável, correspondendo a uma situação de poluição nula a eutrofização moderada. Apenas durante o Verão de 1992 e Outono de 1993 se verificou um aumento, embora ligeiro, da poluição. Portanto, também nos locais menos poluídos é detectável a acentuação da poluição no período estival de 1992, havendo, posteriormente uma recuperação no Outono de 1992. Nas restantes estações do ano a água foi de muito boa qualidade.

No rio Caima estudaram-se duas estações de amostragem, que embora próximas espacialmente, se distanciam substancialmente no que respeita aos níveis de poluição. Enquanto Barbeito (14) se inseriu no grupo dos locais mais poluídos, a estação de Vale de Cambra (13) inclui-se no grupo dos locais menos poluídos. Assim, verifica-se que a água do local 13 se pôde caracterizar como boa durante o ano de 1992 e Primavera de 1993. No Outono de 1993 a poluição aumentou ligeiramente levando a uma eutrofização moderada das águas.

A estação de amostragem 17 apresentou, de um modo geral, uma boa qualidade da água, embora em Julho e Novembro de 1992 tenha sido detectada uma eutrofização moderada. Recorde-se que, devido à seca, de Agosto a Outubro não foram recolhidas amostras, pelo que, os valores indiciais calculados para o Verão e Outono de 1992 se refiram somente a um mês em cada estação do ano (ANEXO 5).

Os restantes locais apresentaram uma poluição intermédia em relação às estações de amostragem até agora analisadas.

Os locais no rio Cértima, São João de Azenha (4) e na ponte de Perrães (5) apresentaram uma poluição moderada a forte ao longo de todo o período de amostragem.

Como já anteriormente tinha sido referido, o local 3, situado a montante destas estações, apresentou uma água de má a muito má qualidade, pode constatar-se que de montante para jusante a qualidade da água deste rio melhorou ligeiramente.

O rio Levira em Perrães (7) apresentou poluição moderada a forte ao longo de todo o período de amostragem. Tal como no rio Cértima, também no Levira se verificou uma melhoria, embora ligeira, da qualidade da água de montante (local 6) para jusante (local 7).

A qualidade da água na vala do Fontão em Vessada (8) foi muito semelhante à do local 7, apresentando poluição moderada a forte ao longo do tempo.

O rio Largo na ponte do Pano (9), situado a jusante de 8, e na mesma formação aquática, apresentou um menor grau de poluição que o local 8, caracterizando-se por uma eutrofização moderada a importante, embora no Verão de 1992 e Outono de 1993 atingisse uma situação de poluição forte.

O rio Cértima em Requeixo (10) constitui o último ponto de amostragem neste rio e apresentou eutrofização moderada a importante durante a Primavera e o Inverno de 1992-93 e Primavera e Outono de 1993. Durante o Verão e Outono de 1992 a qualidade da água passou a ser má, dominando uma poluição forte.

Comparando o local 10 com o local 4 e 5, que se situam no mesmo rio mas mais a montante, verificou-se que, apesar dos três locais terem uma qualidade de água bastante semelhante (eutrofização importante a má qualidade), o local 10 foi aquele que apresentou uma situação menos grave de poluição. Enquanto em 4 e 5 a má qualidade da água permaneceu praticamente durante todo o período de amostragem, em 10 esta situação só ocorreu de modo mais acentuado no Verão e Outono de 1992.

O rio Águeda em Óis da Ribeira (12) apresentou uma eutrofização fraca durante o Inverno de 1992-93, Primavera e Outono de 1993. A pior qualidade da água foi registada em

1992, detectando-se uma eutrofização moderada na Primavera e no Outono e uma eutrofização importante no Verão.

O rio Vouga, em Aldeia - Segadães (15) e a vala Mestra também em Aldeia - Segadães (16) apresentaram no Verão e no Outono de 1992 uma poluição moderada. Nas restantes estações do ano amostradas, a água foi boa a aceitável.

A qualidade da água da vala da Carreira entre Angeja e Frossos (18) variou, de um modo geral, de aceitável a boa, excepto no Verão e Outono de 1992 que atingiu o nível - pouco aceitável.

Local	Amostra	Primavera/92					Verão/92					Outono/92					Inverno/92-93					Primavera/93					Outono/93				
		CEC	IdC	IPS	SLA	ILM	CEC	IdC	IPS	SLA	ILM	CEC	IdC	IPS	SLA	ILM	CEC	IdC	IPS	SLA	ILM	CEC	IdC	IPS	SLA	ILM	CEC	IdC	IPS	SLA	ILM
1	P	7,78	5,16	6,47	11,40	7,95	4,55	3,20	3,29	9,91	6,54	7,88	5,35	6,42	11,43	8,16	8,43	8,02	8,66	11,15	9,05	8,45	8,49	8,83	11,73	9,31					
	E	8,95	6,85	9,49	11,40	9,84	6,09	3,64	4,54	10,91	7,27	6,73	4,15	4,81	11,05	7,16	8,01	10,43	9,49	12,02	8,70	8,90	7,18	10,39	11,62	9,98					
2	P	6,86	5,97	7,40	11,72	8,30	4,53	6,94	5,48	9,45	7,79	6,90	7,10	7,24	11,23	8,21	7,55	8,10	8,30	11,70	8,63	7,93	8,71	9,05	11,81	9,09					
	E	9,23	10,08	11,05	11,90	10,48	7,40	9,03	9,64	11,34	9,79	8,46	9,09	9,06	11,97	9,19	8,32	7,31	8,22	11,67	9,13	9,71	11,34	11,50	11,78	10,80					
3	P	4,97	6,88	5,08	9,64	8,01	4,42	5,76	4,60	9,55	7,70	4,76	5,91	4,97	9,39	7,68	8,02	10,36	9,03	10,83	9,30	7,84	9,14	8,49	10,91	9,20	5,33	7,92	6,28	9,77	8,41
	E	7,50	9,84	7,79	11,81	9,88	7,40	9,31	8,71	11,10	9,36	7,55	8,81	7,94	11,07	9,11	8,66	10,14	9,42	10,95	9,62	9,75	10,85	10,75	11,85	10,75	6,05	7,96	6,57	10,41	8,93
4	P	9,28	13,16	10,73	11,48	11,15	8,38	13,10	8,25	10,01	9,17	8,08	13,02	8,21	10,89	9,28	8,63	10,42	9,81	11,25	9,55	9,82	11,86	11,20	11,62	10,20	7,40	10,79	8,26	10,52	9,44
	E	10,74	12,97	12,81	12,42	11,98	7,34	6,98	6,30	8,93	7,94	8,31	11,88	8,45	11,55	9,50	9,29	11,21	10,11	11,69	10,29	11,03	14,97	14,51	14,06	14,44					
5	P	9,41	12,12	9,86	10,75	9,53	9,00	11,27	9,48	10,77	9,23	8,03	10,63	8,38	10,45	9,33	10,16	13,09	11,74	11,56	10,22	10,54	13,17	11,43	11,45	10,28	8,86	11,39	9,66	10,79	9,54
	E	11,39	13,14	12,49	11,55	10,79						11,24	12,21	12,56	13,38	12,31	11,38	11,27	14,28	13,42	11,12	10,73	12,64	13,43	12,16	10,89	12,30	12,97	14,92	13,73	11,83
6	P	7,52	8,33	7,30	10,71	8,52	5,89	4,55	4,28	10,26	7,32	8,82	8,00	8,03	11,78	9,09	8,24	8,60	8,55	11,44	9,08	10,47	9,79	10,69	12,26	9,68	8,58	9,11	8,67	11,46	9,36
	E	7,58	6,27	6,55	10,83	7,65	7,52	6,81	7,14	11,26	7,85	9,92	9,41	10,63	11,62	9,17	8,14	9,11	8,14	10,38	7,86	11,79	12,11	13,43	13,26	11,50	9,87	11,36	10,68	12,73	9,93
7	P	7,44	11,20	8,13	10,41	9,12	9,22	10,26	9,33	11,34	9,74	9,09	11,29	9,47	11,56	9,87	9,76	10,96	10,63	12,12	10,18	9,85	11,81	10,38	11,59	9,87	8,88	10,83	8,92	11,88	10,01
	E	8,36	10,50	12,08	11,64	8,74	10,21	13,84	11,05	13,21	11,68	9,41	12,07	9,66	11,94	10,41	10,43	14,76	10,68	13,33	12,23	10,96	13,59	11,51	12,85	11,64	11,47	14,14	11,64	13,02	11,31
8	P	9,62	12,11	6,78	9,82	9,08	8,18	10,52	6,05	10,44	9,08	6,08	9,28	6,27	9,44	8,66	9,91	12,77	10,15	11,76	10,12	9,28	12,10	9,74	10,61	9,11	8,58	10,59	7,62	12,20	9,87
	E	17,62	18,81	18,06	15,54	16,49	9,43	12,40	6,35	12,30	10,31	8,03	11,17	7,87	10,91	9,98	11,19	12,86	11,10	12,53	10,71	11,86	12,98	12,08	12,48	10,74	11,47	14,14	11,64	13,02	11,31
9	P	12,81	13,79	7,95	12,36	11,16	11,01	12,59	6,73	10,21	9,90	12,78	13,78	11,39	12,70	11,86	13,97	15,52	13,37	13,47	12,57	14,78	14,73	13,74	13,14	12,15	9,69	12,16	10,24	11,74	10,32
	E	9,20	14,02	11,54	11,69	11,55	7,29	12,62	11,37	11,24	9,15	9,55	12,60	10,68	12,43	11,58	12,63	16,46	14,23	13,67	13,16	13,68	15,82	14,02	13,48	13,25	13,97	16,72	15,17	14,59	14,25
10	P	13,73	14,19	11,00	10,31	9,60	10,13	11,78	8,93	9,99	8,89	11,85	12,90	9,81	9,91	8,98	13,50	14,08	10,85	10,63	10,33	14,77	15,74	12,17	11,26	11,42	13,45	13,56	11,25	10,75	10,03
	E	13,94	14,92	10,63	11,12	9,98	11,69	13,33	13,54	13,03	11,89	11,79	13,54	10,64	12,26	10,97	14,69	13,74	15,65	13,76	12,53	14,19	14,75	16,92	14,42	13,66					
11	P	18,40	17,74	18,28	14,38	14,66	16,15	15,25	16,53	14,24	13,38	18,55	16,26	19,06	15,17	14,95	18,31	17,65	18,29	14,71	14,99	17,90	17,85	18,21	13,95	14,44	17,09	15,65	16,48	14,49	13,30
	E	16,50	14,59	16,58	13,90	12,81	16,52	15,20	16,89	14,27	13,65	16,79	14,63	16,45	14,16	13,30	18,77	18,24	19,04	14,59	15,01	18,46	16,91	18,67	14,60	14,84					
12	P	15,41	15,11	14,84	13,75	12,78	11,51	12,92	12,12	12,34	10,39	15,00	13,97	15,49	13,67	12,29	16,88	16,37	16,36	13,98	13,85	16,91	17,44	16,81	13,75	13,94	16,19	15,49	15,98	14,45	13,48
	E	12,42	14,35	13,87	12,73	12,02	10,92	15,66	13,37	13,11	12,71	10,48	16,72	12,60	13,45	13,40	16,13	15,79	15,27	14,68	14,17	13,61	16,25	14,52	12,71	12,45					
13	P	16,83	17,26	16,76	14,57	14,22	17,08	16,23	17,73	14,24	13,57	17,05	16,28	17,98	14,43	13,84	16,46	17,63	17,02	15,26	14,83	16,56	16,77	17,10	14,36	13,71	13,37	13,81	13,62	13,16	11,67
	E	17,09	17,67	17,94	14,16	13,97	17,21	16,55	18,58	14,67	14,09	17,60	15,23	17,98	14,47	14,01	15,62	15,51	15,17	13,71	12,69	16,61	14,44	16,20	14,02	12,50	8,37	7,36	8,37	10,22	8,41
14	P	9,74	9,39	9,36	12,72	9,99	6,37	2,96	3,07	10,45	6,32	9,06	7,33	7,74	12,00	8,52	10,71	13,17	11,84	12,67	11,21	12,10	13,02	11,86	12,49	11,23	10,66	11,08	10,37	12,24	10,39
	E	14,55	13,43	14,66	13,57	12,24	7,23	5,89	5,82	11,77	7,65	7,97	3,71	4,23	11,07	6,94	8,11	3,21	4,14	10,67	7,29	10,78	13,48	11,55	12,05	11,02	11,81	12,07	12,66	12,49	10,74
15	P	14,59	15,66	15,91	13,02	12,15	9,95	11,34	12,32	11,16	9,83	12,30	12,75	14,39	11,72	10,74	15,16	16,97	16,86	13,43	12,85	16,15	16,91	17,17	14,14	13,83	15,45	15,57	16,48	13,72	12,19
	E	15,17	16,70	16,64	13,23	12,48	9,07	9,02	11,01	11,01	9,00	8,97	11,22	13,58	11,85	10,17	14,64	15,34	16,41	12,40	10,88	15,22	17,39	16,87	13,70	13,43					
16	P	12,68	15,88	14,12	13,52	12,40	10,85	12,62	11,91	10,80	10,15	11,90	15,09	14,17	14,22	12,54	13,46	15,73	15,32	14,62	12,83	15,48	15,14	15,63	13,23	12,18					
	E	16,65	17,91	17,63	15,06	15,11	15,27	16,46	15,62	14,97	14,16	17,00	15,22	18,53	14,85	14,33	14,40	13,80	14,87	13,73	12,48	17,56	15,26	17,70	14,81	14,41					
17	P	15,70	18,21	16,86	14,57	14,97	12,92	17,81	15,68	14,77	14,39	12,68	18,48	17,06	15,16	15,53	15,49	19,00	18,07	15,80	16,19	15,98	17,84	16,84	14,78	15,58					
	E	13,54	16,61	14,17	13,26	14,09	14,72	18,81	15,96	14,54	15,49						17,91	19,43	18,28	15,87	16,29	17,07	18,50	17,23	14,67	14,81					
18	P	16,22	14,90	16,29	13,73	12,95	13,90	14,65	14,24	12,34	11,05	14,69	14,82	15,27	12,78	11,66	16,41	16,34	16,55	14,49	13,78	15,97	15,90	16,30	14,08	13,18					
	E	15,99	15,72	17,25	14,40	13,21	11,29	10,00	11,61	13,21	9,98	15,25	14,51	15,64	14,03	12,24	19,92	15,25	19,84	15,23	15,21	19,74	15,30	19,82	15,25	15,19					

Tabela 6.1. Média sazonal dos valores dos índices bióticos nas amostras potamoplancônicas (P) e epilíticas (E) em cada local de amostragem. Os valores destacados a negro não constituem médias sazonais completas; os espaços não preenchidos são devidos à perda das amostras epilíticas.

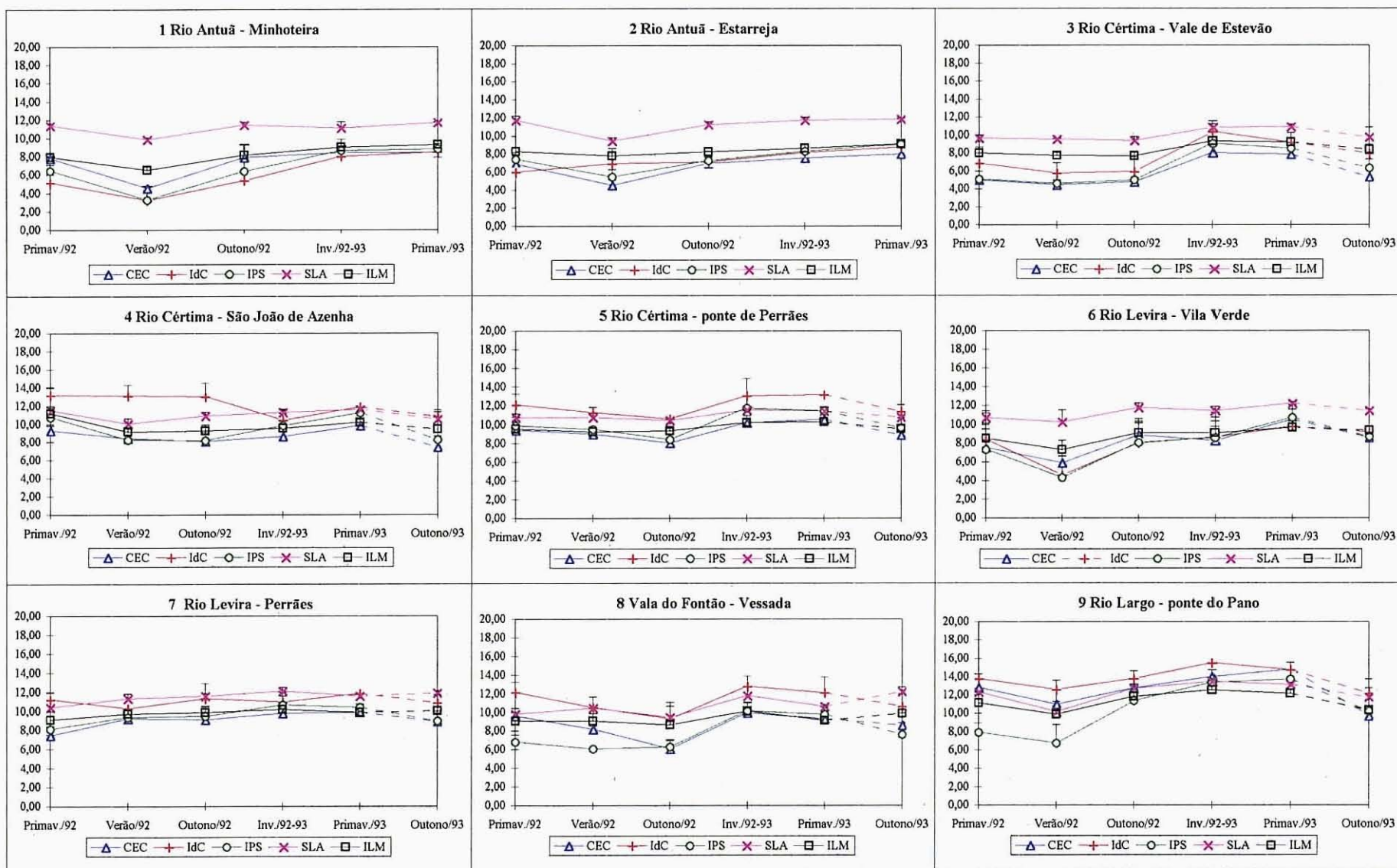


Figura 6.4a. Variação sazonal dos valores indiciais das amostras potamoplânticas, com indicação dos desvios padrão dos valores indiciais sazonais.

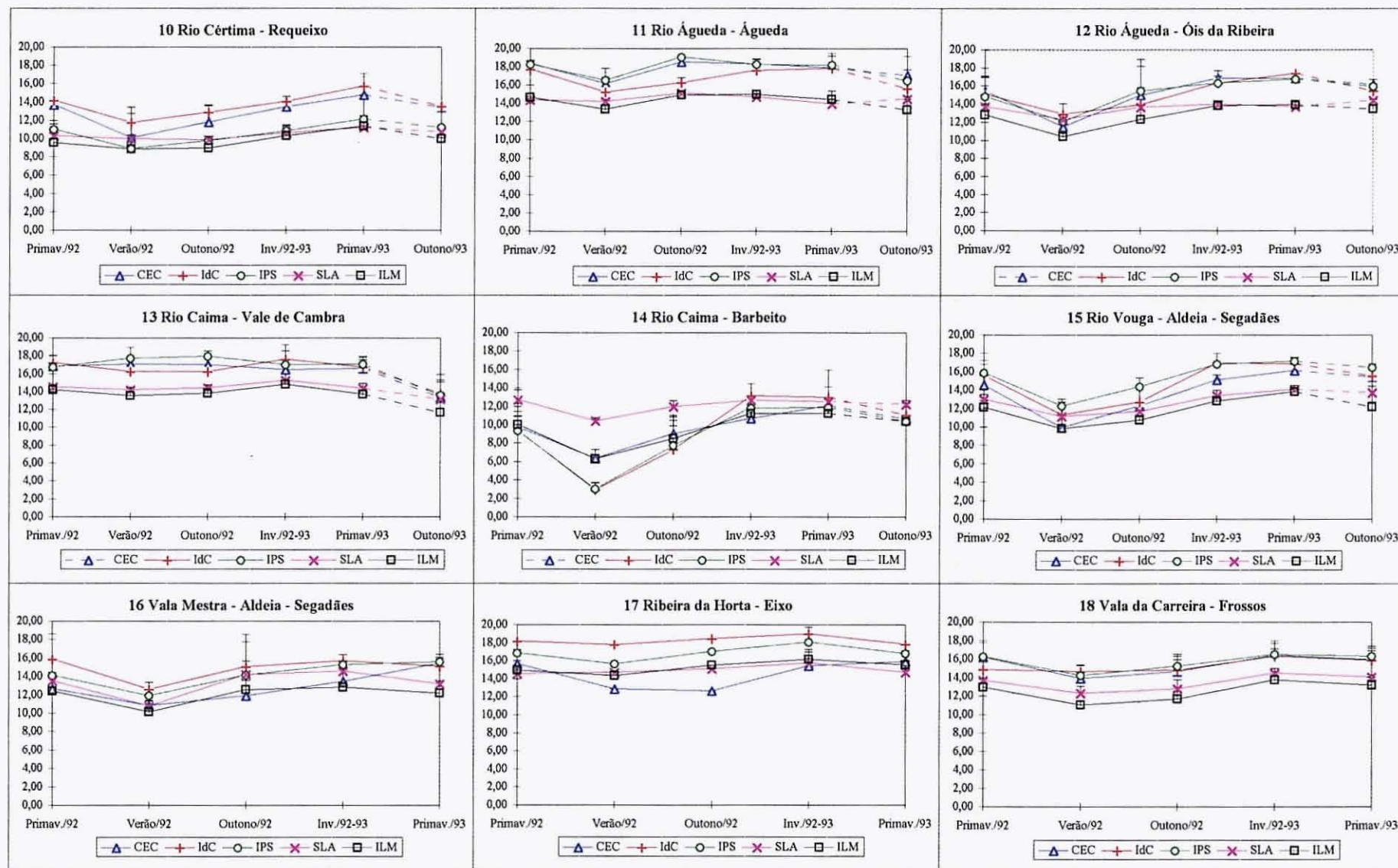


Figura 6.4b. Variação sazonal dos valores indiciais das amostras potamoplancónicas, com indicação dos desvios padrão dos valores indiciais sazonais.

6.3.3. Qualidade da água nas diferentes estações do ano

Nem todos os locais apresentaram o mesmo padrão de variação sazonal mas, de um modo geral, pode assumir-se que:

- na Primavera de 1992, a qualidade da água variou entre a má qualidade e a boa dependendo da estação de amostragem;
- no Verão do mesmo ano a qualidade da água, de um modo geral, diminuiu acentuadamente; o local 13 manteve uma qualidade de água muito semelhante nas duas estações do ano;
- no Outono de 1992 verificou-se geralmente uma melhoria da qualidade da água (1, 2, 4, 6, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 16 e 18) relativamente ao Verão desse ano;
- também no Inverno de 1992-93 se constatou uma melhoria da qualidade da água em relação ao Outono de 1992, exceptuando quatro locais (2, 4, 6 e 8) onde essa qualidade se manteve;
- na Primavera de 1993 os padrões de variação dos índices diatomológicos foram muito semelhantes aos de Inverno de 1992-93, não havendo alterações notáveis da qualidade da água;
- na Primavera de 1993 registou-se uma melhoria da qualidade da água em relação à Primavera de 1992; em cinco locais (2, 4, 11, 13 e 15) a qualidade da água foi semelhante em igual período dos dois anos;
- quando se compara o Outono de 1992 com o de 1993 verificaram-se situações diferentes consoante os locais:

⇒ a qualidade da água melhorou de 1992 para 1993 nos locais 1, 3, 7, 8, 10, 12, 14 e 15;

⇒ não houve alteração significativa da qualidade da água nos locais 2, 5 e 6;

⇒ a qualidade da água piorou nos locais 4, 9, 11 e 13.

Desta análise, sobressai o facto geral de a qualidade da água ter sido pior em 1992, particularmente, no Verão e Outono desse ano.

6.3.4. Comparação entre valores indiciais e parâmetros físico-químicos

Os índices bióticos calculados foram correlacionados com todos os parâmetros ambientais determinados.

Apenas as variáveis que revelaram correlações significantes se apresentam na Tabela 6.2. Todos os índices bióticos se correlacionaram negativamente com pH, mineralização total, CBO_5 , HCO_3^- , $\text{N}(\text{NO}_3^-)$, $\text{N}(\text{NO}_2^-)$, $\text{N}(\text{NH}_4^+)$, $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$, Zn e Mn dissolvido. De uma forma geral, registaram-se coeficientes de correlação mais elevados para os valores indiciais potamoplânctónicos do que para os epilíticos.

Tabela 6.2. Correlações entre os índices bióticos e alguns parâmetros físico-químicos.

(* $P < 0,01$; + $P < 0,05$; p - potamoplâncton; e - epilítion)

	CEC p	CEC e	IdC p	IdC e	SPI p	SPI e	SLA p	SLA e	ILM p	ILM e
pH	-0,7081*	-0,5706*	-0,5668*	-0,4049*	-0,7123*	-0,5062*	-0,7828*	-0,4929*	-0,6904*	-0,4435*
M. Tot.	-0,6487*	-0,4829*	-0,4243*	-0,2524*	-0,6169*	-0,4465*	-0,6262*	-0,3894*	-0,5226*	-0,3301*
CBO_5	-0,3409*	-0,3553*	-0,5068*	-0,4887*	-0,4175*	-0,4463*	-0,2606*	-0,2949*	-0,3989*	-0,4206*
HCO_3^-	-0,6844*	-0,5397*	-0,5040*	-0,3266*	-0,6757*	-0,4807*	-0,7216*	-0,4621*	-0,6018*	-0,3808*
$\text{N}(\text{NO}_3^-)$	-0,3634*	-0,3377*	-0,3677*	-0,3272*	-0,2878*	-0,2847*	-0,2413+	-0,2666*	-0,3374*	-0,3440*
$\text{N}(\text{NO}_2^-)$	-0,6207*	-0,5488*	-0,6452*	-0,5650*	-0,5488*	-0,4771*	-0,4574*	-0,4687*	-0,5758*	-0,4826*
$\text{N}(\text{NH}_4^+)$	-0,3169*	-0,3282*	-0,2695*	-0,2534+	-0,3317*	-0,3210*	-0,2315+	-0,2105+	-0,2211+	-0,2113+
$\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$	-0,6237*	-0,5341*	-0,6674*	-0,5793*	-0,5991*	-0,5417*	-0,4955*	-0,4741*	-0,5622*	-0,4800*
Zn	-0,2310+	-0,2527+	-0,3469*	-0,2721*	-0,2335+	-0,2624+	n.s.	-0,2288+	-0,2504+	-0,3125*
Mn	-0,3905*	-0,2460+	-0,3485*	-0,2162+	-0,4625*	-0,2645*	-0,4405*	n.s.	-0,4343*	-0,2250+

6.3.5. Comparação entre os diferentes índices bióticos

A Figura 6.5. mostra a variação dos valores indiciais potamoplanctônicos com alguns dos parâmetros ambientais com que se correlacionaram. Os índices sapróbicos (ILM e SLA) revelam uma nuvem de pontos que é praticamente horizontal, apresentando menor variação do que os índices diatomológicos (CEC, IdC e IPS) relativamente à variação dos parâmetros ambientais estudados. Enquanto os índices sapróbicos mostram três classes de qualidade da água, os diatomológicos apresentam as seis classes possíveis variando de poluição nula a poluição muito forte.

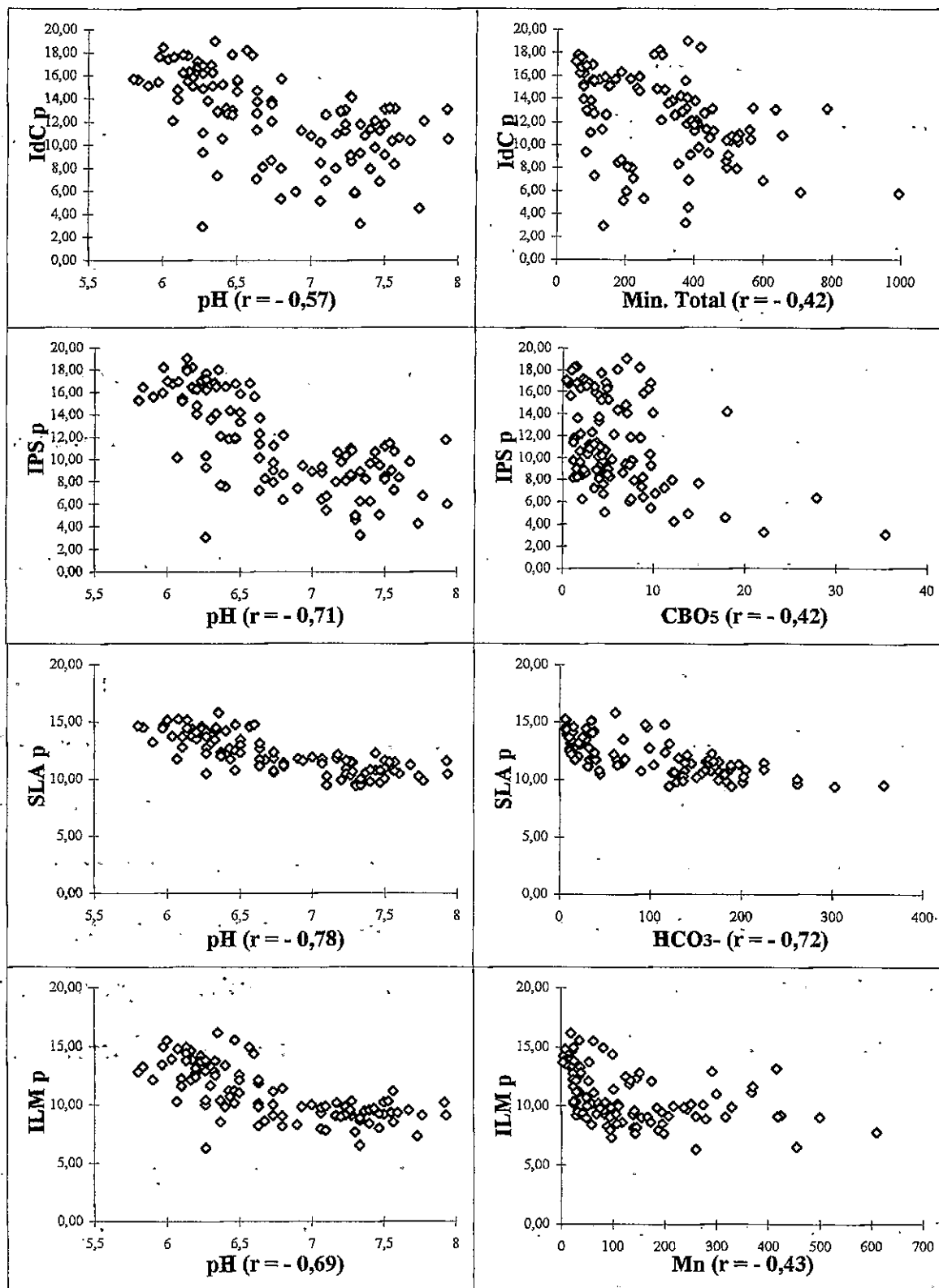


Figura 6.5. Variação dos valores indiciais potamoplantônicos (p) em função de algumas variáveis ambientais com que se correlacionaram negativa e significativamente.

Unidades expressas em mg l^{-1} para mineralização total, BOD_5 e HCO_3^- ; $\mu\text{g l}^{-1}$ para Mn.

6.3.6. Estrutura das comunidades

A estrutura das comunidades diatomológicas foi avaliada pelo cálculo do índice de diversidade de SHANNON-WIENER (H') e pelo cálculo da equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (E).

Os dois parâmetros foram calculados para as amostras quantitativas relativas potamoplanctónicas e epilíticas (ANEXO 5).

Como se interpretou a qualidade da água com base nas amostras potamoplanctónicas, interpretaram-se também os valores de H' e de E obtidos para as mesmas amostras salientando apenas os aspectos mais relevantes (Tabela 6.3.).

Os gráficos da Figura 6.6. traduzem o paralelismo existente entre a variação sazonal do índice de diversidade e da equitabilidade.

As curvas de variação sazonal dos dois parâmetros diferem consoante o local em estudo.

Nas estações de amostragem 10, 12, 15, 16 e 18 a diferença entre os valores médios sazonais máximos e mínimos de H' foi cerca de 0,5 bitsindivíduos⁻¹, revelando uma variação extremamente pequena daquele parâmetro ao longo do período de amostragem. Nas mesmas estações de amostragem também a equitabilidade apresentou variações muito pequenas ao longo do período de amostragem. Dos cinco locais em estudo verificou-se que o local 10 apresentou a diversidade específica mais elevada com um valor de 4,07 bitsind⁻¹ no Outono de 1992.

Nos locais 8 e 9 as variações de H' foram muito grandes ao longo do tempo de amostragem, sendo superiores a 2 bitsind.⁻¹. Os valores mais elevados de diversidade para os locais 8 e 9 foram 4,22 bitsind.⁻¹ para o Outono de 1993 e de 4,36 bitsind.⁻¹ para o Outono de 1992, respectivamente, indicando uma diversidade medianamente elevada (DESCY 1983). Os

valores mais baixos de H' para o local 8 e 9 foram 1,75 bitsind.⁻¹ na Primavera de 1992 e 2,24bitsind.⁻¹ no Verão de 1992, respectivamente.

Nos locais 1, 6 e 14 foi possível verificar que os menores valores de diversidade específica e equitabilidade ocorreram durante o Verão de 1992.

A diversidade sazonal máxima verificou-se no Outono de 1993, no local 7 com um valor de 4,72 bitsind.⁻¹ e embora este local apresentasse uma equitabilidade de 0,84 que traduz uma situação de equilíbrio, o valor mais elevado de equitabilidade foi registado nos locais 5 e 6 no Outono de 1993 com um valor de 0,86.

O valor mínimo de diversidade sazonal registou-se no local 14 durante o Verão de 1992 com um valor de 1,86 bitsind.⁻¹, que traduz uma situação de *stress* devido à pior qualidade da água naquele período do ano. O menor valor de equitabilidade registou-se no local 8 na Primavera de 1992 com um valor de 0,34, que traduz um notável desequilíbrio da comunidade devido a qualquer situação de *stress* que não foi identificada pelas análises físico-químicas efectuadas.

Quando se compararam os valores da diversidade específica entre locais situados nas mesmas formações aquáticas 1 e 2 (rio Antuã); 3, 4 e 5 (rio Cértima); 6 e 7 (rio Levira); 8 e 9 (vala do Fontão e rio Largo) e 13 e 14 (rio Caima) (Tabela 6.3.) verificou-se que nos primeiros quatro casos a diversidade média aumentava, de montante para jusante. No último caso verificou-se o contrário, do local 13 para o 14 houve uma diminuição da diversidade específica.

Local	Primavera/92		Verão/92		Outono/92		Inverno/92-93		Primavera/93		Outono/93		Valor médio de H' *
	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	
1	2,48	0,56	1,95	0,50	2,58	0,58	2,65	0,60	2,36	0,52			2,4
2	2,87	0,66	2,45	0,63	3,19	0,70	2,95	0,64	2,40	0,52			2,8
3	3,36	0,65	3,57	0,75	3,79	0,80	4,14	0,77	4,24	0,78	3,59	0,70	3,8
4	3,26	0,66	3,92	0,78	4,11	0,83	3,84	0,76	4,07	0,77	4,08	0,82	3,9
5	4,50	0,81	3,74	0,70	4,43	0,79	3,30	0,63	4,41	0,79	4,65	0,86	4,2
6	3,45	0,72	2,37	0,49	3,19	0,73	3,53	0,80	3,95	0,82	4,07	0,86	3,4
7	4,01	0,75	4,60	0,83	4,61	0,82	4,10	0,71	4,54	0,78	4,72	0,84	4,4
8	1,75	0,34	1,95	0,41	2,30	0,54	4,20	0,73	3,91	0,68	4,22	0,75	3,1
9	2,63	0,49	2,24	0,44	4,36	0,75	4,26	0,72	3,91	0,70	4,10	0,76	3,6
10	4,04	0,68	3,91	0,68	4,07	0,69	3,60	0,63	3,81	0,65	4,03	0,70	3,9
11	3,20	0,61	3,35	0,67	2,53	0,51	3,11	0,61	3,10	0,59	3,21	0,65	3,1
12	3,51	0,66	3,48	0,67	3,01	0,60	3,08	0,63	3,13	0,60	3,36	0,68	3,3
13	3,57	0,72	3,08	0,63	3,21	0,72	3,70	0,76	3,57	0,72	3,39	0,78	3,4
14	2,81	0,62	1,68	0,44	2,90	0,65	3,05	0,67	3,10	0,65	3,21	0,75	2,8
15	3,40	0,67	3,44	0,68	3,67	0,69	3,14	0,63	3,26	0,63	3,29	0,67	3,4
16	3,66	0,80	3,12	0,68	3,53	0,82	3,70	0,77	3,22	0,68			3,4
17	3,32	0,72	3,11	0,73	2,86	0,69	2,32	0,54	3,51	0,76			3,0
18	3,09	0,63	3,51	0,74	3,20	0,66	3,21	0,67	3,45	0,68			3,3

Tabela 6.3. Média sazonal dos valores do índice de SHANNON-WIENER (H') e da equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (E) nas amostras potamoplantónicas de cada local de amostragem.

* valor médio calculado para todo o período de amostragem.

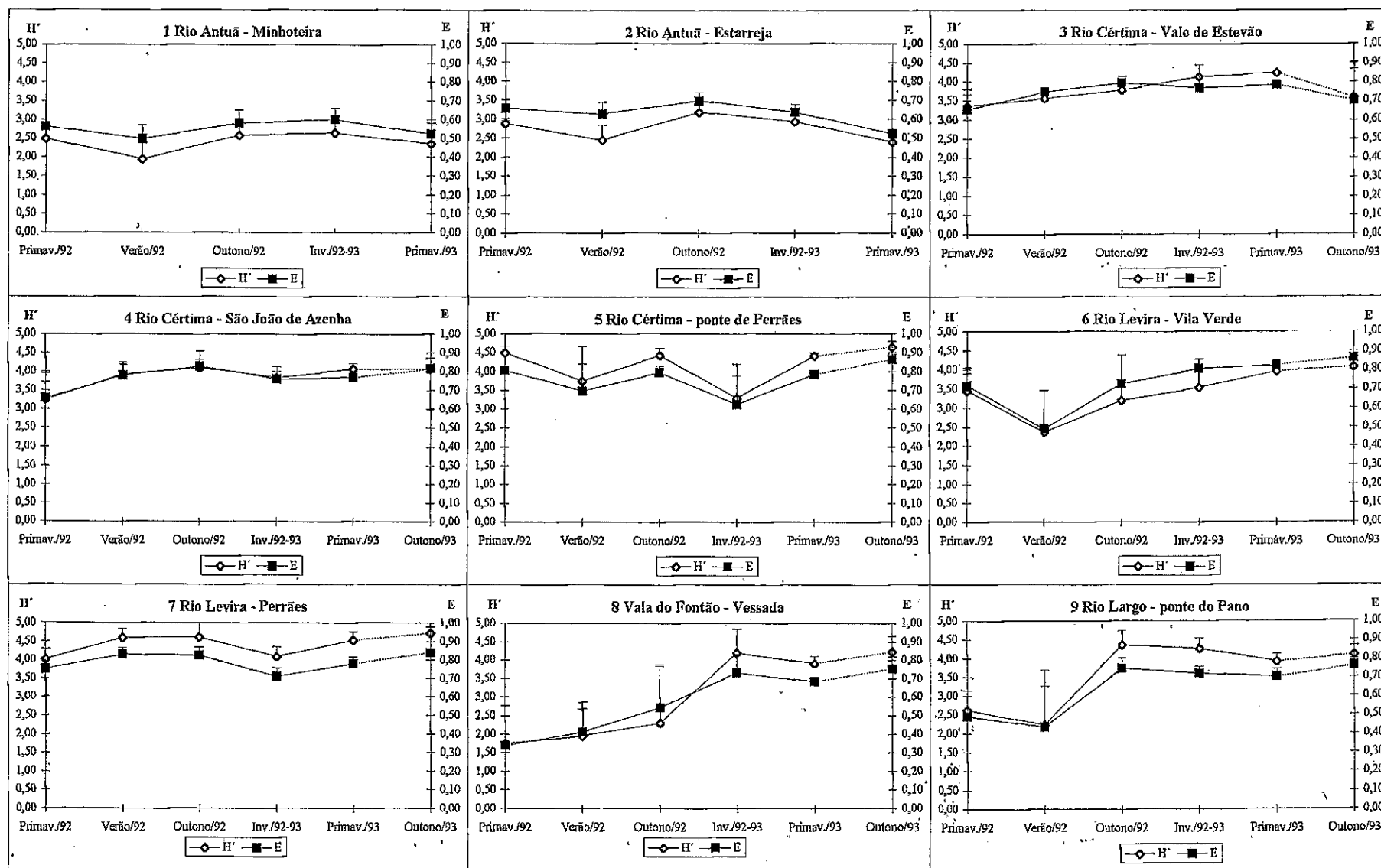


Figura 6.6a. Variação sazonal do índice de diversidade de SHANNON-WIENER (H') e da equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (E), com indicação dos desvios padrão dos valores indiciais sazonais.

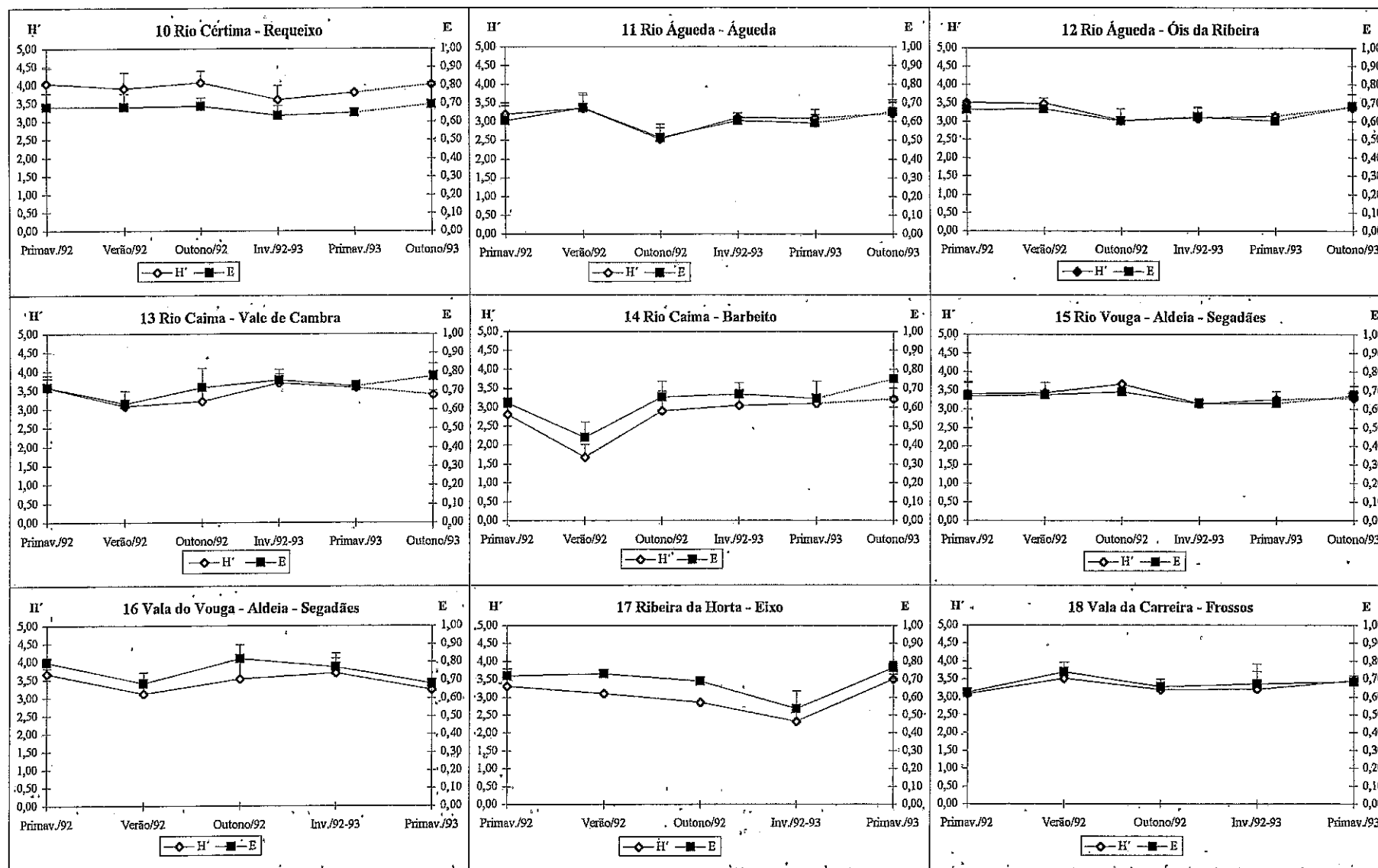


Figura 6.6b. Variação sazonal do índice de diversidade de SHANNON-WIENER (H') e da equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (E), com indicação dos desvios padrão dos valores indiciais sazonais.

6.4. DISCUSSÃO

6.4.1. Comparação da qualidade biológica da água nas amostras potamoplanctónicas e epilíticas

6.4.1.1. Estudo interpretativo

Como já foi referido no capítulo anterior os substratos artificiais apresentam vantagens e desvantagens. Controlar os factores de desvantagem da utilização de substratos artificiais só é possível com uma vigilância praticamente constante, pois podem ocorrer grandes flutuações no nível das águas entre duas amostragens sucessivas e podem estar sujeitos a actos de vandalismo, visto que os locais onde o estudo se realizou eram muito frequentados pelas populações locais.

Estas desvantagens justificam a falta de dados relativos a algumas amostras das pedras, como se pode ver no ANEXO 5. No presente estudo, o principal problema da utilização das amostras epilíticas residiu no facto de não se dispôr de dados completos de um ciclo anual uma vez que, por vários motivos, alguns substratos artificiais desapareceram, tornando impossível, nestas condições, estabelecer variações sazonais das espécies e obter uma ideia completa da variação da qualidade biológica da água.

Analisadas as características físico-químicas da água da estação 8 na Primavera de 1992, verificou-se que a qualidade biológica da água determinada a partir dos dados provenientes das amostras totais corresponderam melhor à realidade momentânea do que a determinada pelas amostras epilíticas. Neste período do ano os parâmetros físico-químicos e, sobretudo, o CBO_5 , $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$ e $\text{N}(\text{NH}_4^+)$ traduziram uma situação de poluição forte na zona da α -mesossaprobia a polissaprobia.

No Outono de 1993 e no rio Caima em Vale de Cambra (13) apenas para o mês de Novembro foram determinados os valores indiciais da amostra de pedra, pois nos restantes meses não houve possibilidade de as recolher. Por outro lado, e durante todo o período outonal, a deriva das diatomáceas potamoplancónicas pôde considerar-se desprezável visto que a velocidade da corrente foi sempre inferior ao limite de detecção. Também se verificou que, neste mês, o substrato artificial estava coberto de sedimento e junto ao fundo factos que poderão justificar a pior qualidade da água atribuída pelas diatomáceas epilíticas, epipéllicas e epipsâmicas do que pelas potamoplancónicas, pelo que, os valores que melhor traduziram a realidade foram os da amostra total. Por outro lado, apesar de se ter verificado um aumento das concentrações de $P(PO_4^{3-})$ e $N(NH_4^+)$ no Outono de 1993, na sua globalidade os parâmetros físico-químicos nunca deram, para o local 13, uma imagem tão pessimista da qualidade da água como a de Barbeito (14), como foi referido no capítulo anterior. A eutrofização moderada devia ser o nível de qualidade da água mais adequado a obter do que o nível - poluição forte. Verificou-se também que os valores indiciais epilíticos do local 13 indicaram pior qualidade da água do que os valores indiciais epilíticos do local 14, neste período do ano, o que estava em desacordo com as análises físico-químicas.

Relativamente às diferenças entre os dois tipos de amostras registadas em Fevereiro de 1993 para o local 14, pode concluir-se que os valores indiciais potamoplancónicos estavam mais de acordo com a realidade físico-química do que os epilíticos. É disso exemplo o que se verificou no mês de Outubro de 1992 em que os valores indiciais quer potamoplancónicos quer epilíticos indicaram poluição muito forte. Em Fevereiro de 1993 também os valores indiciais epilíticos indicaram o mesmo grau de poluição, todavia os valores indiciais potamoplancónicos indicaram poluição moderada. Os parâmetros físico-químicos referentes aos dois meses em análise (ANEXO 1), permitiram constatar que no mês de Outubro de 1992 a água do local 14 apresentou uma forte carga orgânica, de elevado potencial redutor e com

elevadas concentrações de amónia. Em Fevereiro de 1993 a carga orgânica foi substancialmente menor bem como as concentrações de amónia justificando-se a atribuição, pelos índices bióticos do nível de poluição moderada à qualidade da água.

Consultando o ANEXO 1 pode verificar-se que apesar do local 16 ter apresentado menor capacidade de recuperação da qualidade das suas águas do que o local 15 (rio Vouga em Aldeia - Segadães), pois apresentou menores percentagens de saturação de oxigénio, os restantes parâmetros físico-químicos variaram pouco de um local para o outro. Os valores indiciais potamoplancónicos foram semelhantes nestas duas estações indicando qualidade da água também semelhante, o que está em conformidade com os parâmetros físico-químicos. Os valores indiciais epilíticos do local 16 foram maiores do que os valores indiciais epilíticos do local 15 o que discorda com a informação proveniente das análises químicas efectuadas.

No local 18 as discrepâncias entre valores indiciais epilíticos e potamoplancónicos, registados no Inverno de 1992-93 e Primavera de 1993, em que os primeiros indicaram melhor qualidade de água do que as amostras totais, quando são comparados os resultados dos dois índices (CEC e IPS), não podem ser explicadas pela deriva das diatomáceas porque a velocidade da corrente é fraca (ANEXO 1). Verificou-se que durante aquele período do ano as pedras foram colonizadas preponderantemente pela espécie, AMIN (*Achnanthes minutissima*) que por si só, influenciou fortemente os valores indiciais. É possível constatar nas tabelas utilizadas para determinação dos índices (COSTE 1992) que AMIN tem um valor de sensibilidade muito elevado (5) no índice IPS e que, no índice CEC, a mesma espécie pertence ao grupo nº 1, que corresponde ao das espécies mais sensíveis. Nos restantes índices os valores de sensibilidade atribuídos a esta espécie não são tão elevados e, por isso, a atribuição da qualidade à água já não é tão fortemente influenciada por aquela espécie, pelo que os valores indiciais epilíticos dos índices IPS e CEC indicam melhor qualidade. Após o desaparecimento, aquando das primeiras cheias, da pedra que inicialmente tinha sido colocada nesta estação, foi

introduzida uma nova pedra em Janeiro de 1993, a partir da qual se começaram a colher amostras em Fevereiro de 1993, e que se manteve até final da Primavera. Apesar de ter havido o cuidado de utilizar pedras polidas com composição química aproximadamente igual, pode ter havido a reintrodução de uma pedra com composição diferente da inicial, podendo ter favorecido a colonização por AMIN. Esta ocorrência põe em evidência uma das desvantagens apontadas anteriormente, mais concretamente, do aparecimento nos substratos artificiais de populações diferentes das populações nativas.

6.4.1.2. Análise matemática

A relação linear existente entre os valores indiciais calculados a partir das amostras potamoplantónicas e os valores indiciais calculados a partir das amostras epilíticas permite afirmar que se obtém classes de qualidade da água muito semelhantes a partir dos dois tipos de amostras.

RINO & GIL (1987) afirmam que para primeiro diagnóstico e estudo preliminar da qualidade da água, "o uso das diatomáceas planctónicas é perfeitamente aceitável, traduzindo-se a sua utilização numa substancial economia de tempo e de custos", mas que "resultados mais rigorosos seriam obtidos a partir do estudo da flora diatomológica benthica, colhida em substratos artificiais". No presente trabalho, e tendo-se utilizado um substrato artificial pode dizer-se que em locais onde a velocidade da corrente não atinge valores elevados, é preferível utilizar as amostras potamoplantónicas para determinação da qualidade da água, do que as amostras de substratos artificiais, uma vez que os resultados obtidos destas amostras são comparáveis aos das potamoplantónicas dando classes de qualidade da água muito semelhantes. Também foi possível verificar que as amostras epilíticas estavam sujeitas a um maior conjunto de variações e interferências do que as amostras potamoplantónicas como foi referido no capítulo anterior (sub-secção 5.1.2.1.).

6.4.2. Comparação entre a avaliação da qualidade da água por índices bióticos e por parâmetros físico-químicos.

Comparar os resultados de uma avaliação de qualidade da água obtidos por metodologias tão diferentes como a utilização de índices bióticos e a determinação de parâmetros físico-químicos não parece ser muito correcto porque, enquanto os organismos em geral e as diatomáceas em particular, integram a variação de qualidade da água ao longo de um período de tempo, as análises físico-químicas dão um conjunto de medidas instantâneas no momento da amostragem. É, portanto, natural que ocorram discrepâncias entre os resultados obtidos pelos índices bióticos e pelas análises físico-químicas (DESCY & COSTE 1991). Há ainda que salientar que enquanto a avaliação biológica se fundamenta no estudo das preferências das populações de organismos, neste caso das diatomáceas, as análises físico-químicas referem-se a uma caracterização momentânea e parcelar. Nunca se sabe com exatidão se as comunidades diatomológicas presentes são devidas apenas ao conjunto de parâmetros físico-químicos determinados no momento. Na realidade, nunca há repetição de duas condições. É, no entanto, possível fazer generalizações quando se comparam os resultados de estudos ecológicos diversificados.

De um modo geral, a avaliação da qualidade da água pelos índices bióticos esteve em concordância com a avaliação resultante das análises físico-químicas, no que respeita a poluição orgânica (azoto, CQO_{Mn} , CQO_{Cr} , CBO_5), eutrofização (fosfatos) e inorgânica (alguns metais) como se verificou pelas correlações efectuadas. Tal como no presente estudo, também PRYGIEL & COSTE (1995) verificaram a existência de correlações negativas significantes entre os valores indiciais calculados (IPS, CEC, ILM e IdC) e alguns parâmetros que indicam poluição orgânica - CBO_5 , $N(NH_4^+)$ e $N(NO_2^-)$ - e eutrofização - fosfatos, em numerosos rios franceses. MERINO *et al.* (1995) também encontraram correlações negativas do índice CEC com fósforo solúvel e azoto inorgânico total em rios de montanha com grandes

velocidades de corrente nos Pirinéus espanhóis, enquanto ELORANTA (1995) só verificou correlações negativas significantes entre alguns índices (SLA, IdC e ILM) e o pH e condutividade da água em alguns rios finlandeses com elevadas velocidades de corrente.

Os resultados similares obtidos em França, Espanha e Portugal (presente estudo) no que diz respeito a correlações entre índices bióticos e alguns parâmetros ambientais permite afirmar que, no seu presente estado, os índices mostram resultados aceitáveis para avaliação da qualidade da água nestes três países vizinhos. No que diz respeito a Portugal, julga-se possível melhorar a adequação dos índices bióticos introduzindo alterações de preferências ecológicas em alguns taxa, ampliando a lista com novos taxa e alargando a amostragem para outros tipos de formações aquáticas.

Apesar da concordância entre avaliação da qualidade da água por índices bióticos e parâmetros físico-químicos houve, algumas discrepâncias que serão analisadas de seguida. Assim, a estação de amostragem 11 apresentou, pelos índices bióticos, uma qualidade da água muito boa a aceitável mas a 12 apresentou água de pior qualidade que a estação 11. No entanto, quando se compararam os valores dos parâmetros químicos que avaliam a poluição orgânica nestas duas estações de amostragem eles eram bastante semelhantes. Durante o ano de 1992 os valores de CBO₅ indicaram uma situação duvidosa ou anormal; os de fósforo e de amónia indicaram eutrofia a poluição forte e os de nitritos indicaram poluição insidiosa a sensível. Em 1993 a situação melhorou tal como se tinha verificado nos índices diatomológicos, o CBO₅ apresentou valores aceitáveis, os nitritos indicaram uma auto-depuração activa, a amónia indicou poluição fraca e o fósforo deixou de indicar situação de poluição (NISBET & VERNEAUX 1970). A pior qualidade da água atribuída à estação 12 pelos índices bióticos pode ser explicada pela ocorrência de uma poluição inorgânica. A estação 12 apresentou o cobre como um elemento quase sempre presente com um valor médio

duas vezes superior ao da estação 11, onde aquele metal só pontualmente foi detectado. Nesta situação parece que o cobre afectou muito negativamente às populações de diatomáceas levando a que os índices revelassem pior qualidade da água para o local 12 apesar da carga orgânica ter sido semelhante nas duas estações.

Se para o caso anterior se encontrou uma explicação lógica para as divergências encontradas entre avaliação biológica e química da qualidade da água, quando se comparam as estações de amostragem 11, 13, 17 e 18 as dúvidas surgem. Os índices bióticos indicaram que estas quatro estações de amostragem eram as menos poluídas do conjunto das dezoito, e que entre as três primeiras, não havia grandes diferenças. No entanto, os parâmetros químicos indicaram que o local 17 era mais poluído, muito semelhante, no entanto, ao local 18. O local 17 apresentou quase sempre uma percentagem de saturação de O_2 que indicou uma situação crítica a perigosa, os valores de CQO_{Mn} que revelaram sempre uma situação de poluição e as concentrações de amónia que apontaram, sobretudo em 1992, para uma poluição média a muito forte (NISBET & VERNEAUX 1970). Considerando os locais 11 e 13, o primeiro apresentou poluição orgânica mais intensa do que o último o que também não foi destacado pelos índices bióticos. A poluição inorgânica detectada nos locais 11, 13 e 17 não parece justificar também tais discrepâncias, porque apesar do local 17 ter apresentado cloretos em concentrações que revelaram situação de poluição, nos locais 11 e 13 estes não foram detectados em concentrações relevantes. Os metais afectaram, sobretudo o local 11 que apresentou cobre e zinco em maiores concentrações do que nos locais 13 e 17. No local 18 os parâmetros físico-químicos indicaram uma pior situação (poluição orgânica acentuada) do que os índices bióticos (água pouco aceitável a aceitável). No caso das estações de amostragem 11, 17 e 18 os índices bióticos foram demasiado "optimistas" na atribuição da qualidade da água, pelo menos perante o conjunto de parâmetros físico-químicos determinados neste estudo. Pode

ter ocorrido má interpretação taxonómica de alguns taxa ou pode também admitir-se que o conjunto de parâmetros físico-químicos, que se determinaram neste trabalho, não seja suficiente para caracterizar quimicamente, com rigor, os locais em discussão. Estes desajustes poderão ainda ser devidos a diferenças de comportamento ecológico, das mesmas espécies em meios diferentes, que condicionam a amplitude da sua distribuição e o seu grau de tolerância aos diferentes factores físico-químicos, e que determinam o seu grau de sensibilidade à poluição (GIL 1988). Espécies como AMIN, SLIN e EBIL, que foram as mais abundantes nos locais anteriormente referidos, são consideradas, pelos índices bióticos aplicados, sensíveis com pequena afinidade para a matéria orgânica, no entanto, nestes locais estavam representadas por um grande número de efectivos em meios com uma certa carga orgânica. Este assunto, porque de grande importância na obtenção de avaliações biológicas correctas de qualidade das águas, será aprofundado posteriormente.

No conjunto dos locais indicados como mais poluídos (1, 2, 3, 6 e 14) pelos índices biológicos salientou-se também, de acordo com os diversos parâmetros físico-químicos, uma forte poluição orgânica (Capítulo 2). No local 6 os índices bióticos atribuíram pior qualidade à água durante o Verão de 1992. A análise dos parâmetros físico-químicos não mostrou nitidamente o aumento de degradação da qualidade da água na referida estação do ano.

A comparação entre os resultados obtidos pelos índices bióticos com os dos parâmetros que indicam uma poluição inorgânica (iões inorgânicos e metais pesados e não pesados) é bastante mais complexa do que aquela que se fez para a poluição orgânica. Por um lado, os metais que estão presentes em cada local variam consoante as fontes de poluição, por outro lado, os metais foram detectados de uma forma pontual e intermitente. No Capítulo 4 foram evidenciados os locais onde existia a possibilidade de ocorrência de metais pesados como possíveis inductores de toxicidade. No entanto, as possíveis situações de contaminações tóxicas não foram salientadas pelos valores indiciais dos índices bióticos calculados. Este facto

também referido por PRYGIEL & COSTE (1995) é justificado por estes autores pela não utilização de contagens quantitativas absolutas nos índices bióticos.

Embora a determinação analítica dos parâmetros físico-químicos seja indispensável num estudo de avaliação da qualidade da água, a utilização das diatomáceas nos índices bióticos como método complementar de avaliação de qualidade não é de menor importância. De uma forma geral, os valores indiciais dos índices bióticos calculados, permitiram obter uma imagem global, relativa a cada local de amostragem, mais completa e mais rápida de interpretar, do que a análise dos cerca de trinta parâmetros físico-químicos determinados. Através dos índices bióticos estabelece-se unicamente a comparação dos valores indiciais obtidos para os diferentes locais. Pelo estudo dos parâmetros físico-químicos pode estabelecer-se uma análise comparativa do estado geral de poluição dos diferentes locais, análise essa mais complicada quando estão em discussão as informações que podem ser extraídas pela interpretação dos diferentes parâmetros físico-químicos. Visto que se num local podem dominar cargas orgânicas químicas (CQO) elevadas, noutro pode ser mais importante a carga orgânica bioquímica (CBO₅), enquanto noutros podem registar-se elevadas concentrações de metais ou ainda apenas elevadas condutividades. É difícil perante situações destas estabelecer uma comparação de qualidade da água devido às diferentes formas de poluição possíveis. Com os índices bióticos compara-se apenas um único valor indicial.

6.4.3. Comparação entre os diferentes índices bióticos

A avaliação da qualidade da água foi efectuada com base na informação conjunta proveniente dos cinco índices bióticos.

Embora seja possível verificar que os cinco índices não respondem de igual modo à mesma situação de poluição, a avaliação conjunta dos índices parece fornecer uma informação mais completa porque os índices se complementam na clarificação de certas situações que,

quando avaliadas por um único índice, são bastante problemáticas, não traduzindo completamente a situação real de poluição. A comparação foi feita para todas as estações do ano em todos os locais de amostragem.

6.4.3.1. Índices sapróbicos - SLA e ILM

Geralmente estes índices variaram do mesmo modo e apresentaram valores semelhantes para a mesma situação de poluição; contudo, na maioria dos casos analisados, SLA assumiu valores mais elevados atribuindo melhor qualidade à água do que ILM.

Este facto foi muito notório na Primavera de 1992 - local 1 e 2, no Verão de 1992 - local 1 e 14, no Outono de 1992 - local 1, 2 e 6, no Inverno de 1992-93 - local 1 e na Primavera de 1993 - local 1 e 2.

Pode também, verificar-se que a amplitude de variação destes índices foi bastante baixa quando comparada com a os índices diatomológicos, embora tivesse sido maior no índice ILM do que no SLA. A pequena amplitude de variação poderá indicar que estes índices são pouco diferenciadores, não distinguindo graus de poluição diferentes que são traduzidos por valores indiciais pouco diferentes.

6.4.3.2. Índices bióticos

a) IdC e IPS

Os valores indiciais obtidos pelos dois índices foram em geral semelhantes, embora num grande número de casos o IPS tenha apresentado valores indiciais menores, indicando pior qualidade de água do que IdC, sendo isto bastante notório na Primavera de 1992 - local 7, 8, 9 e 10, no Verão de 1992 - local 4, 8 e 9, no Outono de 1992 - local 4 e na Primavera de 1993 - local 10.

b) CEC, IdC e IPS

Os valores indiciais obtidos pela aplicação do índice CEC foram nitidamente mais semelhantes aos valores obtidos pelo IPS do que pelo IdC. Contudo, houve algumas excepções como foi o caso da Primavera de 1992 - local 9 e 10, do Verão de 1992 - local 9, do Inverno de 1992-93 - local 10, da Primavera de 1993 - local 10 e do Outono de 1993 - local 10 em que os valores indiciais do CEC se assemelharam muito aos do IdC.

As situações em que o índice CEC apresentou valores bastante diferentes dos de IdC e IPS ao longo de todo o período de amostragem foram detectadas para o Verão de 1992 - local 14 e local 17 para o Outono de 1992 - local 17.

A melhor qualidade da água atribuída por IdC em relação a IPS e CEC foi notória na Primavera de 1992 - local 4 e 5, no Verão de 1992 - local 4 e no Outono de 1993 - local 4.

6.4.3.3. Índices sapróbicos/Índices diatomológicos

De uma forma geral todos os índices descreveram a evolução da qualidade da água no que respeita à poluição orgânica, mas uma análise mais aprofundada põe em evidência algumas lacunas.

O índice sapróbico SLA revelou uma imagem muito pouco contrastada do grau de poluição dos dezoito locais em estudo. DESCY & COSTE (1988) e PRYGIEL & COSTE (1995) concluem o mesmo e atribuem o defeito ao facto das diatomáceas terem valências sapróbicas que as coloca entre a oligossaprobria e a α -mesossaprobria.

Como referido anteriormente o índice ILM é semelhante a SLA e, na opinião de DESCY & COSTE (1988) permite fazer boas estimativas, apesar das lacunas que ainda apresenta. No presente trabalho os resultados obtidos pelo índice ILM foram melhores do que os obtidos pelo índice SLA porque foram mais diferenciadores e estavam em melhor concordância com os

resultados das análises físico-químicas. No entanto, não diferenciou tão notoriamente os locais com diferentes graus de poluição como nos índices diatomológicos.

A utilização de um único grupo de organismos, as diatomáceas, nos índices sapróbicos só permite uma avaliação parcial e, por isso, imprecisa da qualidade da água (DESCY 1980). A correcta utilização destes índices, porque foram estabelecidos com base em diferentes grupos taxonómicos e não só num pequeno grupo de organismos como é o caso das diatomáceas, exige o trabalho de muitos especialistas de diferentes grupos animais e vegetais.

Quanto aos índices diatomológicos (CEC, IdC e IPS) pode concluir-se que os três indicaram, quase sempre, valores próximos correspondentes à mesma classe de qualidade da água, embora IdC surgisse muitas vezes ligeiramente mais "optimista" que os CEC e IPS. A subestimação da poluição por IdC pode, em certos casos, dever-se ao facto deste índice incluir poucos taxa de meios poluídos (LECLERCQ & MAQUET 1987, DESCY & COSTE 1988).

O IPS derivado directamente do IdC utiliza todos os taxa presentes no ficheiro (COSTE 1992), que são mais de 2000, e sofre actualizações constantes à medida que novas informações autoecológicas vão surgindo. A sua utilização permite a obtenção de bons resultados quando aplicado noutros países (DESCY & COSTE 1988), o que também foi verificado no presente estudo.

O IPS tem servido de base às sucessivas correcções do CEC.

Comparando os índices sapróbicos (SLA e ILM) com os diatomológicos (CEC, IdC e IPS) pode concluir-se que os últimos se adequaram melhor a diferentes situações de poluição, apesar de terem apresentado valores muito "optimistas" nas estações de amostragem menos poluídas. Pelo contrário, o índice sapróbico SLA foi muito "optimista" em relação aos locais mais poluídos.

6.4.4. Estrutura das comunidades

Valores elevados de diversidade podem estar associados a situações de água limpa a medianamente eutrofizada, valores intermédios da diversidade podem caracterizar águas até moderadamente poluídas, enquanto os valores baixos de diversidade podem representar meios oligotróficos ou meios muito poluídos (ARCHIBALD 1972).

Se os parâmetros de estrutura das comunidades revelassem com fiabilidade a qualidade da água, esperar-se-ia que os locais 10, 12, 15, 16 e 18 apresentassem curvas de variação da diversidade e equitabilidade mais acentuadas, uma vez que se verificou ter havido alterações da qualidade da água ao longo de todo o período de amostragem, como se pode confirmar pelos parâmetros físico-químicos. Por tal motivo, pode afirmar-se que as alterações de qualidade da água nestes locais não foram suficientemente fortes para alterar significativamente a estrutura da comunidade. Portanto, a diversidade específica não parece ser um bom parâmetro para avaliar a qualidade da água mas pode, dar indicações das alterações de qualidade. Se as variações nos valores da diversidade de *per si* podem dar uma indicação de alterações na qualidade ambiental não revelam, no entanto, o sentido da variação, se para melhor, se para pior qualidade (CAIRNS *et al.* 1993). O sentido de alteração da qualidade só pode ser determinado se se compararem os valores de diversidade com os valores dos parâmetros físico-químicos. Assim, no local 8 houve uma tendência generalizada para o aumento de H' e de E ao longo do tempo. Quando se analisaram os valores dos parâmetros físico-químicos verificou-se que, de um modo geral, houve uma tendência para a diminuição da poluição ao longo do tempo. Durante o ano de 1992, parâmetros como $N(NH_4^+)$, $P(PO_4^{3-})$ e CBO_5 caracterizaram a água do local 8 como α -mesossapróbica a polissapróbica, com uma poluição forte atingindo em alguns casos, um estado fora do normal. Durante o ano de 1993 os mesmos parâmetros caracterizaram a água como oligossapróbica a β -mesossapróbica, apresentando

uma certa eutrofia, traduzida pelos valores de CBO_5 como uma situação duvidosa. Neste caso o aumento de H' e de E mostraram também uma melhoria de qualidade da água ao longo do tempo. A variação de H' e de E , ao longo do tempo, no local 9, também revelou uma melhoria da qualidade da água quando se passou do Verão para o Outono de 1992, verificando-se um aumento razoável dos valores daqueles dois parâmetros. No Verão de 1992 os valores da percentagem de saturação de oxigénio, do CQO_{Mn} , e $\text{N}(\text{NH}_4^+)$ indicaram uma situação crítica de poluição ao nível da α - mesossaprobia a polissaprobia. No Outono de 1992 os valores dos mesmos parâmetros revelaram uma situação duvidosa de α - mesossaprobia.

Em situações de intensa poluição estival (Verão de 1992) nos locais 1, 6 e 14 admite-se que os valores de H' e E possam traduzir a má qualidade da água, visto que se registaram os menores valores de diversidade específica e de equitabilidade, apesar de poder ter havido, para além dos factores anteriormente citados, outros factores bióticos e abióticos condicionantes da diminuição dos parâmetros referidos. Foi também durante o mesmo período que se detectou a pior qualidade da água determinada analiticamente pelos parâmetros físico-químicos e confirmada pelos índices diatomológicos.

Pela Tabela 6.3. pode verificar-se que quando se compararam valores médios de H' , de locais próximos em termos geográficos e que pertenciam à mesma formação aquática, foi possível estabelecer alguma relação entre esses valores e a qualidade da água, definida a partir das análises físico-químicas e dos índices bióticos. Nos locais 1 e 2 (rio Antuã); 3, 4 e 5 (rio Cértima); 6 e 7 (rio Levira) e 8 e 9 (vala do Fontão e rio Largo) concluiu-se que o aumento de diversidade de montante para jusante estava associado a uma recuperação da qualidade da água de um local mais poluído (1, 3, 6 e 8) para outros mais a jusante e menos poluídos (2, 4 e 5, 7 e 9). Nos locais 13 e 14 (rio Caima) verificou-se o contrário, uma acentuação da poluição de montante (13) para jusante (14) que foi acompanhada por uma diminuição da diversidade.

Utilizar a diversidade específica como elemento único na avaliação da qualidade da água é incorrecto. À diminuição da qualidade da água pode não corresponder uma diminuição da diversidade específica devido ao processo de substituição de espécies sensíveis por outras mais tolerantes (DESCY 1980). Nos locais 11 e 12 em que H' médio apresentou valores muito próximos, no entanto, o local 12 era mais poluído que o 11.

CAPÍTULO 7. ANÁLISE MULTIVARIADA DAS DIATOMÁCEAS EM MEIOS NATURAIS

“... canonical correspondence analysis is a powerful ecological ordination technique for examining the influence of multiple environmental variables on diatom species distributions” (DIXIT *et al.* 1991).

7.1. INTRODUÇÃO

7.1.1. Principais objectivos e métodos da análise multivariada

Os ecologistas de comunidades pretendem, entre outros aspectos, compreender a ocorrência e a abundância das espécies no espaço e no tempo. À excepção das pequenas escalas espaciais e temporais, pensa-se que o ambiente é o modulador mais importante dessas comunidades (TER BRAAK 1994). As amostras biológicas e os parâmetros ambientais de uma comunidade encerram geralmente dados com “ruído”, difíceis de interpretar. Os métodos multivariados providenciam um meio de estruturação dos dados que permite separar a variação ecologicamente importante da variação de menor importância (ocorrências ao acaso, variações ou erros na determinação da abundância ou resultante das metodologias empregues) designada por ruído (GAUCH 1984).

Os dados das comunidades são multivariados porque cada local de amostragem é descrito por um grande número de espécies que por sua vez são afectadas por vários parâmetros ambientais. O objectivo da análise multivariada é tratar um grande conjunto de dados como um todo, pondo em evidência a sua estrutura e condensando a informação de uma forma simples e ecologicamente interpretável.

Três métodos multivariados são correntemente utilizados em biologia: análise directa de gradiente, classificação e ordenação (GAUCH 1984). A análise directa de gradiente é usada para estudar a distribuição das espécies ao longo de gradientes ambientais. Permite compreender e explicar a variação na composição das comunidades em termos de um conjunto

particular de variáveis ambientais. Por meio deste método é geralmente analisada uma espécie de cada vez. A classificação agrupa locais ou espécies semelhantes em classes. A ordenação distribui os locais ao longo de eixos com base nos dados da composição específica (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995), e dela resultam gráficos a duas dimensões em que os locais com composição específica semelhante estão próximos uns dos outros e locais com composição específica muito diferente estão afastados.

7.1.2. Análise Canónica de Correspondências e aplicação do programa CANOCO

7.1.2.1. Origem

As relações comunidade biológica-ambiente são frequentemente exploradas por análise indirecta de gradiente, através de uma ordenação seguida de interpretação dos eixos em função de variáveis ambientais. No entanto, quando se dispõe, logo à partida, das variáveis ambientais, o método de análise directa de gradiente é seguramente mais eficaz do que um método de análise indirecta (TER BRAAK & PRENTICE 1988). Outro aspecto importante geralmente presente, é o carácter não linear das relações das espécies com as variáveis ambientais, em que a probabilidade de ocorrência das espécies é frequentemente uma função unimodal dos factores ambientais. Esta característica quando presente, faz dos métodos multivariados lineares instrumentos inadequados de análise (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995). Como resposta a este tipo de problemas surgiu uma técnica multivariada unimodal de análise directa de gradiente (TER BRAAK 1986), em que as espécies são relacionadas directamente com um conjunto de variáveis ambientais. Esta técnica define uma base ambiental para a ordenação da comunidade e detecta os padrões de variação na composição da comunidade que melhor podem ser explicados pelas variáveis ambientais. Este procedimento que combina aspectos de uma ordenação vulgar com aspectos de regressão e providencia uma interpretação automática

dos eixos de ordenação, designa-se por Análise Canónica das Correspondências (ACC). Trata-se de uma Análise de Correspondências (AC) em que os eixos de ordenação são combinações lineares de variáveis ambientais. O programa CANOCO, desenvolvido em 1988 e actualizado em 1990 por TER BRAAK, permite a aplicação desta metodologia (ACC) e contém outros métodos de ordenação em que se consideram modelos lineares e unimodais de resposta das espécies ao ambiente. O programa CANOCO tem sido utilizado com sucesso em estudos ecológicos de diatomáceas (DIXIT *et al.* 1991, AGBETI 1992, TEN CATE *et al.* 1993, DIXIT & SMOL 1995, O'CONNELL *et al.* 1997). Estão disponíveis na bibliografia numerosos trabalhos acerca da ACC dos quais se salientam alguns: TER BRAAK 1986, TER BRAAK & PRENTICE 1988, JONGMAN *et al.* 1995, TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995.

O poder analítico de uma ordenação pode aumentar por comparação dos resultados de uma análise directa de gradiente (por exemplo ACC) com uma análise indirecta de gradiente (por exemplo AC) que têm as mesmas bases teóricas. Se os resultados das duas análises forem semelhantes, então as variáveis ambientais determinadas justificam a maior parte da variação das espécies. Quando os resultados são diferentes pode concluir-se que as variáveis ambientais medidas são pouco importantes na dispersão das espécies (TER BRAAK 1986).

7.1.2.2. Selecção progressiva das variáveis ambientais

A versão 3.1. do programa CANOCO (TER BRAAK 1990), tem uma opção que permite seleccionar o conjunto das variáveis ambientais que melhor explica a dispersão das espécies. Essa opção designa-se por “selecção progressiva das variáveis ambientais”. Neste processo todas as variáveis são analisadas, uma de cada vez, e ordenadas de acordo com a quantidade de variação dos dados das espécies que é explicada por cada uma. Após selecção

da melhor variável o método reordena as restantes variáveis e é possível determinar qual o parâmetro ambiental que melhor complementa a variação já explicada dos dados biológicos.

O significado estatístico do efeito de cada variável a ser adicionada é testado por um teste de permutação de Monte Carlo, que após ordenação das variáveis ambientais, utiliza como hipótese nula a permutabilidade dos resíduos das espécies. É fornecido um valor de F que é comparado com o valor de F obtido pelos verdadeiros resíduos após escolha do número de permutações a utilizar. Com 19 permutações quando se obtém um valor de F maior do que aquele obtido com os dados verdadeiros, a variável é considerada não significativa a $P \leq 0,05$ e a variável não é incluída na análise. Neste ponto deve parar-se a introdução de mais variáveis. O teste de permutação de Monte Carlo apresenta a mesma deficiência dos testes F ou t de selecção progressiva em regressão múltipla univariada, isto é, quando aplicados passo a passo estes testes não permitem controlar o tamanho do teste. Em termos práticos significa que vão ser julgadas significantes um número de variáveis em excesso (TER BRAAK 1990). As variáveis não seleccionadas representam uma porção não significativa da variação dos dados biológicos, e como tal, são excluídas da análise e introduzidas como variáveis passivas. As variáveis passivas não definem eixos canónicos mas podem ser correctamente posicionadas nos diagramas de ordenação.

7.1.2.3. Interpretação dos gráficos de ordenação

No gráfico de ordenação resultante de uma ACC as espécies e os locais são representados por pontos e as variáveis ambientais são representadas por vectores. Os parâmetros ambientais representados por os vectores maiores são os que mais fortemente se correlacionam com os eixos de ordenação e, portanto, estão mais relacionados com o padrão de variação das espécies no diagrama de ordenação.

Os vectores são centrados na origem dos eixos (0,0) onde cada variável ambiental assume o seu valor médio. A direcção do vector aponta para o maior incremento da variável físico-química. Valores das variáveis acima da sua média encontram-se entre a origem dos eixos e a extremidade do vector; valores abaixo da sua média localizam-se no sentido oposto a partir da origem dos eixos, mas não se encontra representado no gráfico de ordenação. Vectors com direcções aproximadas apresentam correlações positivas, vectores perpendiculares indicam falta de correlação e vectores apontando em sentidos contrários estão negativamente correlacionados.

Outra regra útil para a interpretação dos gráficos provenientes de uma ACC resulta da análise conjunta das variáveis ambientais (vectores) e das espécies ou locais (ver figura explicativa abaixo apresentada). Cada vector determina um eixo no diagrama e os pontos das espécies ou locais (■) podem ser projectados perpendicularmente nesse eixo (↘). A distância dessa projecção à extremidade do vector define aproximadamente a média ponderada das espécies em relação ao parâmetro ambiental em estudo. Uma espécie cuja projecção esteja próxima da extremidade do vector está fortemente relacionada com o parâmetro físico-químico definido por esse vector que é o caso da espécie 1.

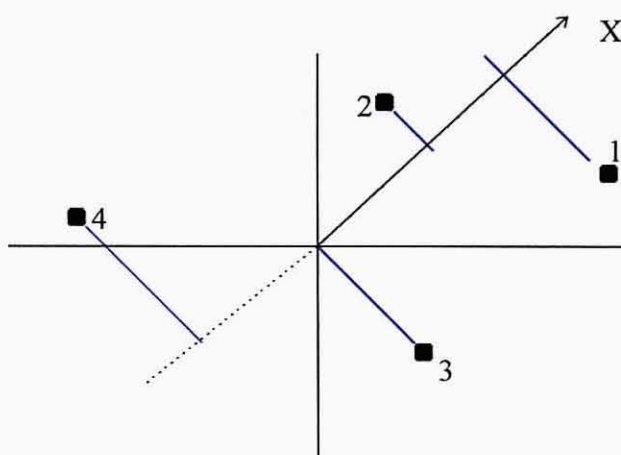


Figura ilustrativa para análise de um diagrama de ordenação

Pelo contrário se a projecção incidir áquem da origem do vector, isto é, a origem dos eixos se encontre entre a projecção da espécie e a extremidade do vector, então essa espécie prefere baixas concentrações do parâmetro em estudo, ou seja, está relacionada negativamente com o parâmetro em estudo (espécie 4). A sequência de preferência, das quatro espécies da figura, pelo parâmetro físico-químico (X) é a seguinte: 1, 2, 3 e 4. A espécie 3 prefere valores do parâmetro X que correspondem ao valor médio desse parâmetro porque a sua projecção localiza-se exactamente na origem dos eixos.

7.2. METODOLOGIA

Após leitura atenta dos métodos de análise multivariada disponíveis, optou-se pelo método da Análise Canónica das Correspondências, que foi aplicado utilizando o programa CANOCO - CANOnical Community Ordination (TER BRAAK 1988, 1990) versão 3.1. Utilizou-se a opção “selecção progressiva das variáveis ambientais” e o significado estatístico do efeito de cada variável seleccionada foi testado por um teste de permutação de Monte Carlo com 19 permutações ($P \leq 0,05$).

Todos os dados quantitativos das amostras potamoplanctónicas e epilíticas (excepto os do Outono de 1993) foram submetidos à Análise Canónica das Correspondências (ACC) e também à Análise das Correspondências (AC) simples para verificar se os resultados obtidos seriam comparáveis, sem imposição da variabilidade dos parâmetros ambientais.

A matriz dos dados resultantes do estudo quantitativo do potamoplâncton tem a dimensão de 282 períodos de colheita por 222 espécies. O grande número de períodos de colheita deve-se à inclusão de todos os momentos de amostragem, nas dezoito estações desde Abril de 1992 até Junho de 1993.

A matriz dos dados obtidos pelo estudo quantitativo das amostras epilíticas tem a dimensão de 201 períodos de amostragem por 186 espécies compreendendo o período desde

Maio de 1992 até Junho de 1993. O menor número de momentos de amostragem em relação à matriz dos dados potamoplancctônicos deve-se à perda de alguns substratos artificiais ao longo do tempo, como foi referido no Capítulo 5.

Os dados referentes às abundâncias das espécies foram sujeitos a uma transformação logarítmica $\ln(x+1)$ visto a gama de variação ser muito grande e poder distorcer a análise (GAUCH 1984, LECLERCQ & DEPIEREUX 1987, RODRIGUES 1992, O'FARRELL & IZAGUIRRE 1994).

Os trinta e seis parâmetros físico-químicos (temperatura da água, velocidade da corrente, pH, condutividade a 20 °C, mineralização total, O₂ dissolvido, percentagem de saturação do O₂ dissolvido, CQO_{Mn}, CQO_{Cr}, CBO₅, alcalinidade (HCO₃⁻ e CaCO₃), Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, N(NO₃⁻), N(NO₂⁻), N(NH₄⁺), P(PO₄³⁻), SiO₂, Znd, Znt, Pbd, Pbt, Nid, Nit, Fed, Fet, Mnd, Mnt, Cud, Cut, Ald e Alt) determinados ao longo do estudo (ANEXO 1 e 2) foram sujeitos à ACC.

7.3. RESULTADOS

7.3.1. Potamoplâncton

Efectuou-se inicialmente uma Análise Canónica das Correspondências considerando a totalidade dos parâmetros físico-químicos. Verificou-se que a condutividade a 20 °C e a mineralização total ($r = 0,9982$) por um lado, e o CaCO₃ e o HCO₃⁻ ($r = 1,000$) por outro apresentavam uma forte correlação positiva visto que no primeiro caso existe uma relação matemática bem definida entre eles e no segundo uma relação química. Repetiu-se a ACC mas retirando as variáveis mineralização total e CaCO₃ uma vez que estas variáveis explicam o mesmo que a condutividade a 20 °C e HCO₃⁻, respectivamente.

Apresentam-se os resultados na Tabela 7.1..

Tabela 7.1. Análise Canónica das Correspondências dos dados potamoplanctónicos quantitativos considerando 34 variáveis ambientais dos dezoito locais estudados.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ) :	0,342	0,237	0,129	0,092	3,831
Correlações espécies - ambiente :	0,956	0,925	0,784	0,750	
% de variância cumulativa					
dos dados das espécies :	8,9	15,1	18,5	20,9	
da relação espécies - ambiente :	25,5	43,2	52,8	59,6	
Soma de todos os valores próprios não canónicos :					2,492
Soma de todos os valores próprios canónicos :					1,339

A variância total dos dados das espécies, ou também designada inércia total é 3,831 (Tabela 7.1.). Desta variância total 35,0% (1,339) é explicada pelos parâmetros ambientais considerados. Os dois primeiros eixos explicam 15,1% da variação total dos dados das diatomáceas e 43,2% da variância explicada pelas variáveis ambientais. Os valores próprios ou *eigenvalues* (λ) 0,342; 0,237; 0,129 e 0,092 (respectivamente para os eixos 1, 2, 3 e 4) medem a importância desses eixos, ou seja, medem a variação que nos dados das espécies pode ser explicada por cada eixo e em consequência, pelas variáveis ambientais. As correlações espécies-ambiente são uma medida da associação entre espécies e parâmetros ambientais que no actual exemplo apresenta valores compreendidos entre 0,956 (para o primeiro eixo) e 0,750 (para o quarto eixo).

A metodologia aplicada. (ACC) permitiu também a inclusão das variáveis não seleccionadas pela “selecção progressiva das variáveis ambientais” (opção atrás mencionada) como variáveis passivas - que já não acrescentam uma variância explicada significativa aos dados biológicos. As variáveis ambientais foram adicionadas à análise, uma de cada vez, testada a sua significância estatística e extraídas as significantes. As variáveis significantes seleccionadas foram: temperatura da água, velocidade da corrente, pH, condutividade a 20 °C,

percentagem de saturação do O_2 dissolvido, CQO_{Mn} , CQO_{Cr} , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , $N(NO_3^-)$, $N(NO_2^-)$, $N(NH_4^+)$, $P(PO_4^{3-})$, SiO_2 , Zn , Fet , Mnd , Mnt , Cud , Ald e Alt .

Na Tabela 7.2. apresentam-se os resultados da ACC com aplicação da opção “selecção progressiva das variáveis ambientais”.

Tabela 7.2. Análise Canónica das Correspondências. Selecção progressiva das variáveis ambientais. Selecção das 23 variáveis que melhor explicam os dados potamoplantónicos quantitativos dos dezoito locais estudados.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ) :	0,339	0,232	0,123	0,090	3,831
Correlações espécies - ambiente :	0,953	0,916	0,781	0,737	
% de variância cumulativa					
dos dados das espécies :	8,8	14,9	18,1	20,5	
da relação espécies - ambiente :	28,1	47,4	57,6	65,0	
Soma de todos os valores próprios não canónicos :					2,626
Soma de todos os valores próprios canónicos :					1,205

A variância total dos dados das espécies, continua a ser 3,831. Desta variância total cerca de 31,5% (1,205) é explicada pelos parâmetros ambientais considerados. Os dois primeiros eixos explicam 14,9% da variação total dos dados das diatomáceas e 47,4% da variância explicada pelas variáveis ambientais. Os valores próprios (λ) 0,339; 0,232; 0,123 e 0,090 (respectivamente para os eixos 1, 2, 3 e 4) medem a importância desses eixos, ou seja, medem a variação que nos dados das espécies pode ser explicada por cada eixo e em consequência, pelas variáveis ambientais. As correlações espécies-ambiente variam entre 0,953 (para o primeiro eixo) e 0,737 (para o quarto eixo):

Esta análise extrai primeiro os eixos canónicos e só depois os não canónicos, que encerram a variância não explicada pelos dados ambientais. No caso da primeira análise (Tabela 7.1.), o primeiro eixo não canónico mais forte é o trigésimo quinto e apresenta um

valor próprio de 0,176 e na segunda análise (Tabela 7.2.) é o vigésimo quarto com um valor próprio de 0,185.

As correlações obtidas entre os parâmetros ambientais e os quatro primeiros eixos canónicos estão representados na Tabela 7.3..

Tabela 7.3. Correlações entre as variáveis ambientais e os eixos canónicos extraídos pela ACC, dos dados potamoplancctónicos quantitativos, com selecção progressiva das variáveis ambientais nos dezoito locais de estudo.

Eixos	1	2	3	4
temp. da água	-0,0642	0,0861	0,0018	0,2082
vel. da corrente	0,0134	-0,4628	0,3955	-0,0185
pH	0,8222	-0,1383	-0,0163	-0,0464
Condutividade	0,8833	0,0782	0,0892	0,0388
O ₂ dissolvido	0,0388	-0,3609	-0,0474	-0,3348
% Saturação O ₂	0,0736	-0,3840	-0,0913	-0,2775
CQO _{Mn}	0,110	0,7476	0,1881	-0,0165
CQO _{Cr}	0,1263	0,6913	0,2418	-0,0115
HCO ₃ ⁻	0,8778	-0,1067	0,0070	0,0465
Na ⁺	0,3761	0,4831	0,1967	0,0462
K ⁺	0,1009	0,5374	0,1280	0,0896
N(NO ₃ ⁻)	0,3928	-0,4852	0,1267	0,0331
N(NO ₂ ⁻)	0,2472	-0,3900	0,4112	0,0726
N(NH ₄ ⁺)	0,0301	0,3570	0,3515	-0,0116
P(PO ₄ ³⁻)	0,2298	-0,3590	0,3898	0,0012
SiO ₂	0,2294	-0,2538	0,3045	0,0736
Znd	0,1835	-0,1964	0,1306	-0,0232
Fe ^t	-0,0879	0,4960	0,2429	0,3560
Mnd	0,2171	0,2932	0,1181	0,0214
Mnt	0,1551	0,1961	-0,0301	0,0782
Cud	-0,1335	0,1745	-0,4330	-0,4330
Ald	-0,045	0,2366	-0,1309	-0,1309
Alt	0,2283	0,1558	-0,1894	-0,1894

O primeiro eixo apresenta fortes correlações positivas com pH, condutividade a 20 °C e HCO₃⁻, sem oposição do lado negativo do eixo. É um eixo que está associado ao grau de mineralização e de acidez do meio aquático. No segundo eixo há uma oposição entre CQO_{Mn}, CQO_{Cr}, K⁺ (lado positivo do eixo) e velocidade da corrente, N(NO₃⁻) (lado negativo do eixo). É um eixo que separa locais com poluição orgânica doutros locais onde a poluição orgânica é menor.

Os eixos três e quatro apresentam valores de correlações muito baixos o que está em concordância com a menor porção da variância explicada por estes eixos. O terceiro eixo apresenta as correlações positivas mais elevadas com $N(NO_2^-)$, $N(NH_4^+)$, $P(PO_4^{3-})$ e SiO_2 . O quarto eixo opõe Fet ao Cud.

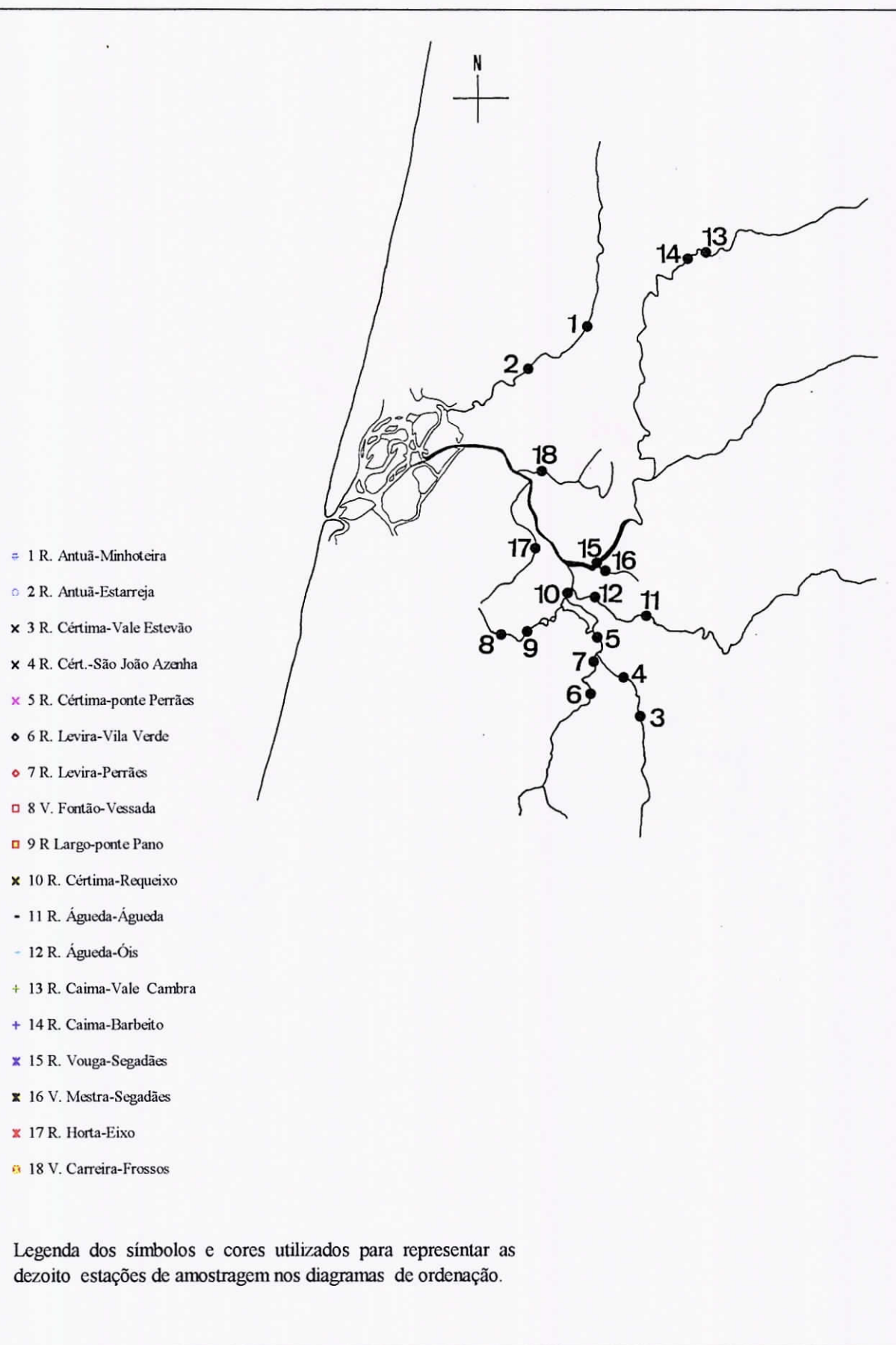
O significado estatístico do primeiro eixo canónico, o eixo canónico mais forte, foi testado por um teste de permutação de Monte Carlo. O valor de F para os dados é 25,03 enquanto o valor de F mais elevado obtido após 19 permutações ao acaso ($P \leq 0,05$) não foi superior a 3,610.

O gráfico de ordenação dos locais de amostragem e das variáveis físico-químicas, respeitante aos dois primeiros eixos canónicos está representado na Figura 7.1. Para não sobrecarregar o diagrama apenas as variáveis ambientais, que foram seleccionadas na ACC, estão representadas por um vector; as restantes estão representadas unicamente por um triângulo. A codificação dos locais é a seguinte:

	Estações de amostragem		Data
1	Rio Antuã - Minhotreira	JA	Janeiro/92
2	Rio Antuã - Estarreja	FV	Fevereiro/92
3	Rio Cértima - Vale de Estevão	MC	Março/92
4	Rio Cértima - São João de Azenha	AB	Abril/92
5	Rio Cértima - Ponte de Perrães	MA	Maio/92
6	Rio Levira - Vila Verde	JN	Junho/92
7	Rio Levira - Perrães	JL	Julho/92
8	Vala do Fontão - Vessada	AG	Agosto/92
9	Rio Largo - Ponte do Pano	ST	Setembro/92
10	Rio Cértima - Requeixo	OT	Outubro/92
11	Rio Águeda - Águeda	NV	Novembro/92
12	Rio Águeda - Óis da Ribeira	DZ	Dezembro/92
13	Rio Caima - Vale de Cambra		
14	Rio Caima - Barbeito	AB'	Abril/93
15	Rio Vouga - Aldeia - Segadães	MA'	Maio/93
16	Vala Mestra - Aldeia - Segadães	JN'	Junho/93
17	Ribeira da Horta - Eixo		
18	Vala da Carreira - Frossos		

A sigla 6JN significa que se trata do local 6 (rio Levira em Vila Verde) no mês de Junho do ano de 1992; a sigla 8MA' significa que se trata do local 8 (vala do Fontão em Vessada) no mês de Maio do ano de 1993.

Cada formação aquática está representada por um determinado símbolo gráfico, ao qual se atribuiu cores diferentes para as diferentes estações de amostragem dessa mesma formação aquática. Por exemplo, escolheu-se o símbolo x para designar o rio Cértima, atribuindo diferentes cores às estações (Vale de Estevão - azul; São João de Azenha - preto; ponte de Perrães - rosa). Esta codificação e simbologia que será mantida constante em todas as figuras do mesmo tipo, permite que a interpretação das figuras seja mais fácil e mais rápida. Os símbolos usados estão abaixo discriminados. Apresenta-se também um mapa da área da amostragem para mais fácil e rápida interpretação.



A observação da Figura 7.1. põe em evidência cinco grupos de estações de amostragem nitidamente separados uns dos outros, em que cada grupo apresenta as suas características físico-químicas próprias. Dentro de cada grupo, apesar de surgir alguma interligação entre diferentes estações, existe uma certa sequência quer entre as estações quer entre diferentes formações aquáticas. É possível verificar que no quadrante 1, o local 9 apresenta geralmente as coordenadas mais elevadas no segundo eixo e está praticamente separado do local 8. No segundo quadrante a separação espacial dos locais 16, 17 e 18 é menos nítida, apesar de haver uma maior concentração de pontos relativos ao local 17 mais afastado da origem dos eixos e do local 16 mais próximo da origem dos mesmos. No quadrante 3 a separação espacial também não é muito nítida. É possível observar que os locais 1 e 2 se encontram mais próximos do segundo eixo e que o local 15 se encontra mais próximo do primeiro eixo. Os locais 11, 12, 13 e 14 estão bastante misturados embora haja uma tendência para os pontos correspondentes às estações de amostragem localizadas no rio Caima (13 e 14) assumirem as menores coordenadas do segundo eixo e os do rio Águeda (11 e 12) e também do local 13 assumirem as menores coordenadas do primeiro eixo. No quarto quadrante as estações de amostragem também estão bastante misturadas, contudo, as estações do rio Cértima (3, 4 e 5) apresentam geralmente menores coordenadas no segundo eixo do que os locais do rio Levira (6 e 7).

O eixo 1 está fortemente correlacionado positivamente com o pH, a condutividade a 20°C e o HCO_3^- . Do lado positivo do primeiro eixo (quadrantes 1 e 4) encontram-se todos os momentos de amostragem efectuados nos locais situados nos rios Cértima (3, 4, 5 e 10), Levira (6 e 7) e Vala do Fontão (8 e 9) enquanto que no lado negativo do mesmo eixo (quadrantes 2 e 3) podem observar-se os momentos de amostragem dos rios Águeda (11 e 12), Caima (13 e 14), Vouga (15), Antuã (1 e 2), vala Mestra (16), ribeira da Horta (17) e Vala da Carreira (18).

O eixo 2 apresenta, sobretudo, oposição entre CQO_{Mn} , CQO_{Cr} , K^+ do lado positivo do eixo e velocidade da corrente, $N(NO_3^-)$ do lado negativo do eixo. Do lado positivo do segundo eixo foram seleccionadas outras variáveis (Na^+ , K^+ , Fet , $N(NH_4^+)$, Mnd , Mnt , Cud , Ald , Alt e temperatura da água) mas que apresentam correlações mais fracas, isto é, estão menos relacionadas com o padrão de variação das espécies no diagrama de ordenação. À semelhança do que aconteceu na parte positiva do segundo eixo, no lado negativo deste eixo foram seleccionadas outras variáveis menos importantes: $N(NO_2^-)$, $P(PO_4^{3-})$, O_2 dissolvido, % de saturação de O_2 , SiO_2 e Znd . Do lado positivo do segundo eixo (quadrantes 1 e 2) encontram-se todos os momentos de amostragem efectuados nos locais situados na Vala do Fontão (8 e 9), rio Cértima em Requeixo (10), vala Mestra (16), ribeira da Horta (17) e vala da Carreira (18) enquanto que no lado negativo do mesmo eixo (quadrantes 3 e 4) podem observar-se os momentos de amostragem dos rios Águeda (11 e 12), Caima (13 e 14), Vouga (15), Antuã (1 e 2), rio Cértima (3, 4 e 5) e rio Levira (6 e 7).

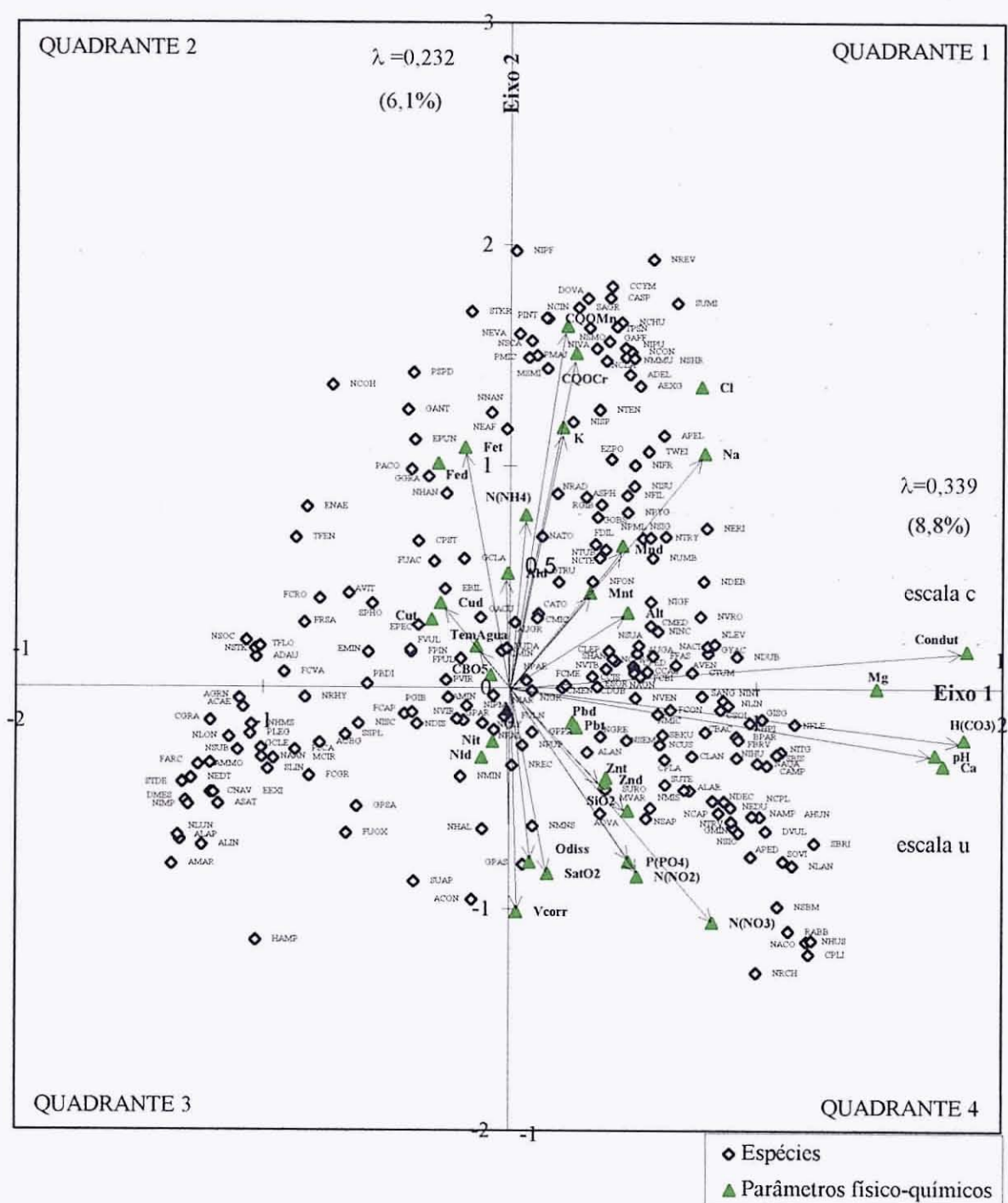


Figura 7.2. Resultados da ACC. Representação, nos dois primeiros eixos, dos taxa potamoplantônicos e dos parâmetros físico-químicos. Cada taxon está representado por uma sigla de 4 letras. Escala u - relativa aos taxa; escala c - relativa aos parâmetros físico-químicos.

O diagrama de ordenação das espécies e dos parâmetros físico-químicos está representado na Figura 7.2.. Às espécies foi atribuída uma sigla de 4 letras cujo significado está assinalado no ANEXO 3. Ao contrário da dispersão e disposição dos locais ao longo dos dois primeiros eixos canónicos, que se encontram bem separados em grupos, a dispersão das espécies faz-se de modo contínuo ao longo de todo o gráfico, não se verificando a formação de grupos. As espécies que apresentam as coordenadas mais elevadas relativamente ao primeiro eixo encontram-se principalmente no quarto quadrante, são elas: NRCH, CPLI, RABB, NHUS, NACO, NSBM, NLAN, SOVI, APED, SBRI, DVUL, NAMP, AHUN, NIHU, NAQA, CAMP, NITG, SBIS, BPAR, FBRV, GISG, NHPI, NFLE, NDUB, NDEC, NLIN, CSOL, NCPL, NEDU, NCAP, NTRV, GMIN e NSIO. As espécies que apresentam as menores coordenadas referentes ao primeiro eixo encontram-se, sobretudo, no terceiro quadrante, são elas: AMAR, NLUN, STDE, ALAP, DMES, NIMP, NEDT, FARC, ALIN, FCGR, FCRO, ASAT, ADAU, ACAE, NSOC, AGRN, EEXI, AMMO, CGRA, CNAV, NSUB, NLON, NSTK, TFLO, NAAN, SLIN, GCLE, MCIR, TFEN, NHMS, PSCA, HAMP e NRHY. As espécies com as coordenadas mais elevadas no segundo eixo encontram-se localizadas nos quadrantes 1 e 2, são elas: NIPF, NREV, CCYM, DOVA, CASP, SUMI, SAGR, STKR, NCIN, PINT, NCHU, NSMO, TPSN, NEVA, NSCA, GAFF, NIPU, NIVA, NCON, PMAJ, NMMU, NSHR, PMIC, NCLA, MSMI, ADEL, AEXG, NISP, GANT, NEAF, PSPD, NCOH, NTEN, NNAN, EPUN, APEL, TWEI, EZPO, NIFR e NISU. As espécies que apresentam as menores coordenadas no segundo eixo localizam-se, sobretudo, no quadrante 3 (HAMP, ACON, SUAP, ALIN, NLUN, ALAP, FUOX, DMES, NIMP, ASAT, NHAL, CNAV, EEXI, STDE e NEDT) e 4 (NSBM, RABB, NHUS, NACO, CPLI e NRCH).

Como a Análise Canônica das Correspondências também pode ser usada em conjunto com uma Análise Canônica simples expressam-se os resultados obtidos para os dados potamoplanctônicos quantitativos na Tabela 7.4.

Tabela 7.4. Análise das correspondências simples (AC). Resultados da sua aplicação aos dados potamoplanctônicos quantitativos dos dezoito locais em estudo.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ) :	0,378	0,292	0,249	0,181	3,831
% de variância cumulativa					
dos dados das espécies :	9,9	17,5	24,0	28,7	
Soma de todos os valores próprios não canônicos :					3,831

A variância total dos dados das espécies, continua a ser 3,831. Os dois primeiros eixos explicam 17,5% da variação total dos dados das diatomáceas. Os valores próprios (●) 0,378; 0,292; 0,249 e 0,181 (respectivamente para os eixos 1, 2, 3 e 4) medem a importância desses eixos, ou seja, medem a variação que com os dados referentes às espécies, pode ser explicada por cada eixo.

A observação da Figura 7.3. põe em evidência os mesmos cinco agrupamentos de estações de amostragem já anteriormente destacados na Figura 7.1.. Apenas se verificam duas diferenças entre as duas figuras: o posicionamento, no primeiro eixo, dos agrupamentos das estações de amostragem está invertido em relação ao do mesmo eixo de Figura 7.1. e o local 10 situa-se agora no segundo quadrante com forte contribuição para a explicação do segundo eixo.

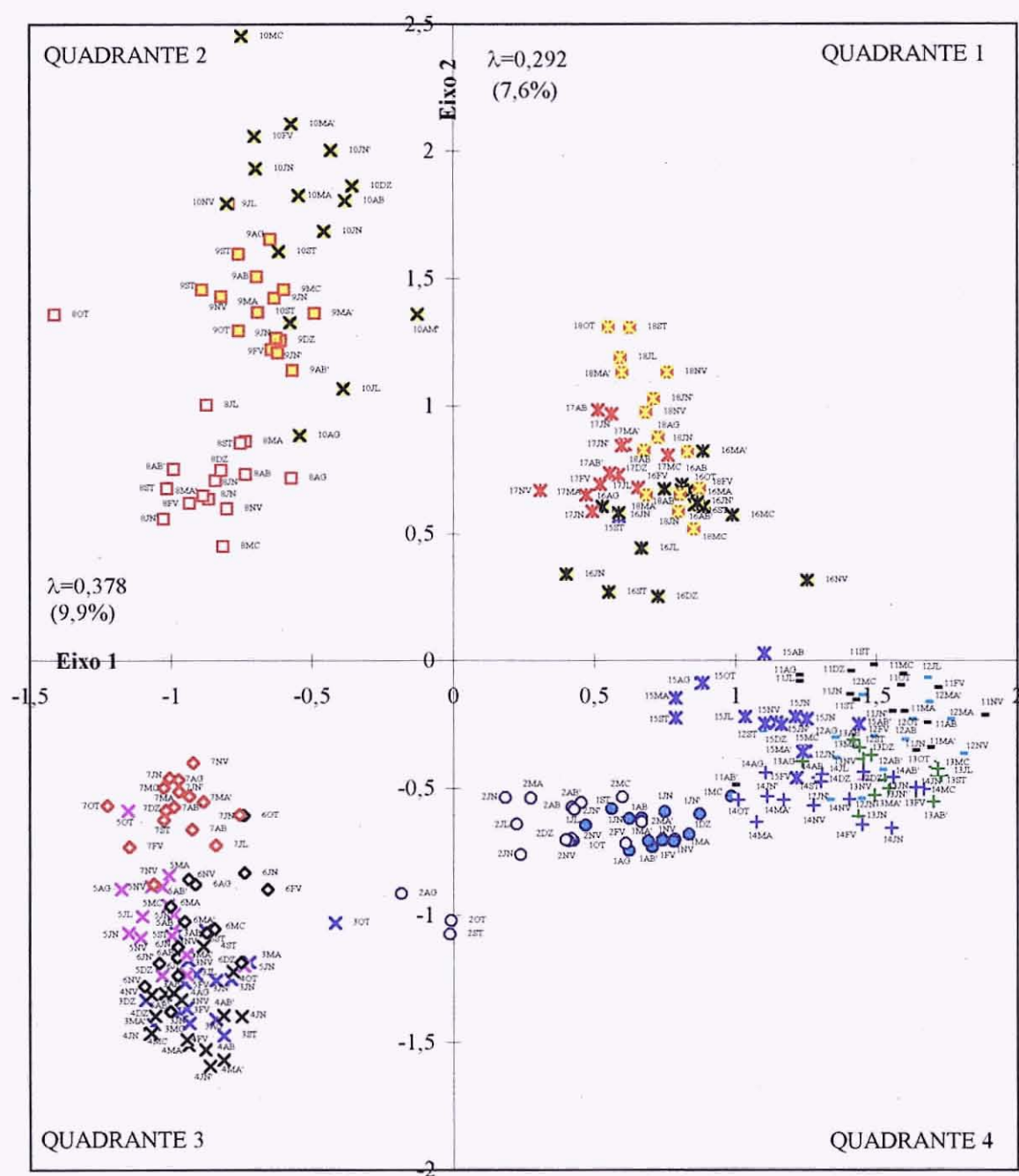


Figura 7.3. Resultados da Análise das Correspondências simples (AC) extraída dos dados potamoplântônicos. Representação das estações de amostragem nos dois primeiros eixos. Ver a descrição no texto para significado dos símbolos.

7.3.2. Epilítion

Com os dados provenientes do estudo quantitativo das amostras do substrato artificial pedra, procedeu-se tal como para as amostras potamplanctónicas à aplicação da mesma sequência de análises multivariadas. Iniciou-se o estudo aplicando Análise Canónica das Correspondências, tomando em consideração a totalidade dos dados relativos aos parâmetros físico-químicos (36). Os resultados da ordenação estão registados na Tabela 7.5..

Tabela 7.5. Análise Canónica das Correspondências dos dados quantitativos do epilítion considerando 36 variáveis ambientais dos dezoito locais em estudo.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ):	0,334	0,251	0,130	0,096	4,264
Correlações espécies - ambiente :	0,940	0,916	0,828	0,782	
% de variância cumulativa					
dos dados das espécies :	7,8	13,7	16,8	19,0	
da relação espécies - ambiente :	22,1	38,8	47,4	53,8	
Soma de todos os valores próprios não canónicos :					2,755
Soma de todos os valores próprios canónicos :					1,509

A variância total nos dados referentes às espécies é 4,264 da qual 35,4% (1,509) é explicada pelas variáveis físico-químicas consideradas. Os dois primeiros eixos explicam 13,7% da variância total dos dados das diatomáceas e 38,8% da variância explicada pelas variáveis ambientais. Os quatro primeiros eixos canónicos explicam 53,8% da variância explicada pelas variáveis ambientais. As correlações espécies-ambiente variam entre 0,940, para o primeiro eixo, e 0,782 par o quarto eixo.

Efectuou-se depois uma ACC, usando a opção “selecção progressiva das variáveis ambientais”, para determinar o conjunto de parâmetros físico-químicos que melhor explicam a

dispersão das espécies. As variáveis foram adicionadas uma a uma e a sua significância estatística foi determinada, incluindo como passivas as variáveis não seleccionadas.

As variáveis seleccionadas foram: velocidade da corrente, mineralização total, CQO_{Cr} , CBO_5 , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , $N(NO_3^-)$, $N(NH_4^+)$ Fet e Cud.

Os resultados desta análise estão resumidos na Tabela 7.6.

Tabela 7.6. Análise Canónica das Correspondências. “Seleccção progressiva das variáveis ambientais” com selecção das 11 variáveis que melhor explicam os dados biológicos epilíticos quantitativos provenientes dos dezoito locais em estudo.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ):	0,324	0,232	0,111	0,077	4,264
Correlações espécies - ambiente :	0,928	0,886	0,798	0,824	
% de variância cumulativa					
dos dados das espécies :	7,6	13,0	15,7	17,5	
da relação espécies - ambiente :	32,7	56,1	67,4	75,1	
Soma de todos os valores próprios não canónicos :					3,273
Soma de todos os valores próprios canónicos :					0,991

A variância total nos dados das espécies é ainda 4,264 da qual 23,2% (0,991) é explicada pelas variáveis físico-químicas consideradas. Os dois primeiros eixos explicam 13,0% da variância total dos dados das diatomáceas e 56,1% da variância explicada pelas variáveis ambientais. Os quatro primeiros eixos canónicos explicam 75,1% da variância explicada pelas variáveis ambientais. As correlações espécies-ambiente variam entre 0,928, para o primeiro eixo, e 0,824 par o quarto eixo. O primeiro eixo não canónico mais forte para a ACC, com a totalidade dos parâmetros ambientais tem um valor próprio de 0,164 e na ACC com “selecção progressiva das variáveis ambientais” esse valor é $\lambda = 0,198$.

Seguidamente apresenta-se a tabela de correlações entre os parâmetros ambientais e os eixos canónicos (Tabela 7.7.).

Tabela 7.7. Correlações entre as variáveis ambientais e os eixos canônicos extraídos pela ACC, dos dados quantitativos epilíticos, com selecção das variáveis ambientais dos dezoito locais em estudo.

Eixos	1	2	3	4
vel. da corrente	0,0579	-0,4809	0,4186	-0,4516
mineralização total	0,8439	-0,761	0,0683	-0,1102
CQO _{Cr}	0,1562	0,6463	0,3110	-0,1649
CBO ₅	-0,0570	-0,1292	0,2346	-0,587
HCO ₃ ⁻	0,8026	-0,2500	0,0285	-0,1482
Na ⁺	0,3256	0,3016	0,2277	0,0331
K ⁺	0,0962	0,4528	0,1376	-0,0546
N(NO ₃)	0,3268	-0,3684	0,1272	0,5275
N(NH ₄ ⁺)	0,0104	0,0926	0,4705	-0,1436
Fet	-0,1007	0,4974	0,3388	0,2534
Cud	-0,0188	0,2872	0,0434	-0,1821

Apesar do número de variáveis ambientais seleccionadas ser muito diferente para os dados potamoplancónicos (23) e epilíticos (11) os dois primeiros eixos canónicos são muito semelhantes para os dois tipos de dados biológicos.

O primeiro eixo canónico extraído dos dados epilíticos é ainda um eixo que define o grau de mineralização do meio aquático porque apresenta correlações positivas fortes com a mineralização total e com os bicarbonatos. O segundo eixo coloca em oposição os locais de águas com matéria orgânica (correlações positivas fortes com CQO_{Cr} e K⁺) e os locais com fortes velocidades da corrente e altas concentrações de N(NO₃). Embora o terceiro e quarto eixos sejam já de menor importância, como se pode observar pelos seus valores próprios (Tabela 7.6.), o terceiro eixo apresenta as maiores correlações positivas com a velocidade da corrente e N(NH₄⁺) enquanto o quarto eixo opõe a velocidade da corrente contra as concentrações de N(NO₃).

O significado estatístico do primeiro eixo canónico foi testado por um teste de permutação de Monte Carlo. O valor de F para os dados é 15,552 enquanto que o valor de F mais elevado obtido após 19 permutações ao acaso ($P \leq 0,05$) não foi superior a 2,431.

A ordenação dos locais de amostragem e das variáveis ambientais, respeitante aos dois primeiros eixos canónicos está representada na Figura 7.4. A observação desta figura põe em evidência cinco grupos de estações de amostragem, não muito bem delimitados uns dos outros. É possível verificar que no primeiro quadrante o local 9 apresenta geralmente as coordenadas mais elevadas em relação ao segundo eixo e está praticamente separado do local 8. No segundo quadrante destaca-se outro agrupamento de locais (16, 17 e 18) cuja separação espacial é menos nítida que aquela observada nos locais 8 e 9. No quadrante 3 encontram-se mais ou menos agrupados os locais 1, 2, 11, 12, 13, 14, e 15. No quarto quadrante associam-se com alguma sequência as estações de amostragem: 3, 4, 5, 6 e 7.

O eixo 1 está fortemente correlacionado positivamente com a mineralização total e com a alcalinidade. Do lado positivo do primeiro eixo (quadrantes 1 e 4) encontram-se quase todos os momentos de amostragem efectuados nos locais situados nos rios Cértima (3, 4, 5 e 10), Levira (6 e 7) e Vala do Fontão (8 e 9) enquanto que no lado negativo do mesmo eixo (quadrantes 2 e 3) podem observar-se os momentos de amostragem realizados nos rios Águeda (11 e 12), Caima (13 e 14), Vouga (15), Antuã (1 e 2), vala Mestra (16), ribeira da Horta (17) e vala da Carreira (18).

O eixo 2 determina, sobretudo, uma oposição entre CQO_{Cr} , Fet e K^+ (do lado positivo) e a velocidade da corrente e $\text{N}(\text{NO}_3^-)$ do lado negativo. No lado positivo deste segundo eixo mas com correlações mais fracas, e portanto, menos relacionadas com o padrão de variação das espécies no diagrama de ordenação foram seleccionadas ainda outras variáveis (Na^+ , Cud e $\text{N}(\text{NH}_4^+)$). À semelhança do que aconteceu na parte positiva, também no lado negativo deste eixo foi seleccionada outra variável de menor importância (CBO_5). No lado positivo do segundo eixo (quadrantes 1 e 2) encontram-se todos os momentos de amostragem dos locais situados na Vala do Fontão (8 e 9), rio Cértima em Requeixo (10), vala Mestra (16), ribeira da Horta (17) e vala da Carreira (18) enquanto que, no lado negativo do mesmo eixo (quadrantes

3 e 4) se situam praticamente todos os momentos de amostragem dos rios Águeda (11 e 12), Caima (13 e 14), Vouga (15), Antuã (1 e 2), rio Cértima (3, 4 e 5) e rio Levira (6 e 7).

O diagrama de ordenação das espécies e dos parâmetros físico-químicos está reproduzido na Figura 7.5..

As espécies, que apresentam as coordenadas mais elevadas no primeiro eixo, encontram-se principalmente no quarto quadrante, são elas: NACO, NGOE, NSBM, ARPT, NHAL, NMNO, NSIO, NDUB, NDEC, AOVA, AHUN, NLAN, SOVI, NIHU, NVEN, NTRY, NLIN, NCAP, GPAS, APED, NCPL, NMIC, NMIS, SUTE, GPXS, SBRI, NAMP, NAQA, BPAR, FBRV e CSOL. As espécies que apresentam as menores coordenadas neste primeiro eixo encontram-se, sobretudo, no terceiro quadrante, são elas: EEXI, FVIR, FCGR, NAAN, NEDT, STDE, FARC, SLIN, GCLE, ADAU, FCRO, CGRA, NSTK, FPUL, FCRU, ENAE, CNAV, AMAR, DMES, MCIR, TFLO e TFEN. As espécies com as coordenadas mais elevadas no segundo eixo encontram-se localizadas nos quadrantes 1 e 2, são elas: NREV, PACO, NUMB, NATO, TPSN, SAGR, PINT, NISP, AVIT, GANT, NPML, EPBI, NCHU, NSMO, NCON, NCLA, GAFF, ADEL, NEAF, NMMU, NSHR, CMES, NERI, APEL, NISU, TWEI, NHAN, RGIB, ASPH, NTUB, e NIFR. As espécies que apresentam as menores coordenadas no segundo eixo localizam-se, sobretudo, no quadrante 4 (NACO, NGOE, NSBM, ARPT, NHAL, NSIO, NLAN, NMNO e AHUN) e 3 (FUOX, FVUL, AOBG, FVIR, EEXI, NAAN, FCGR, CNAV, AMAR, DMES e MCIR).

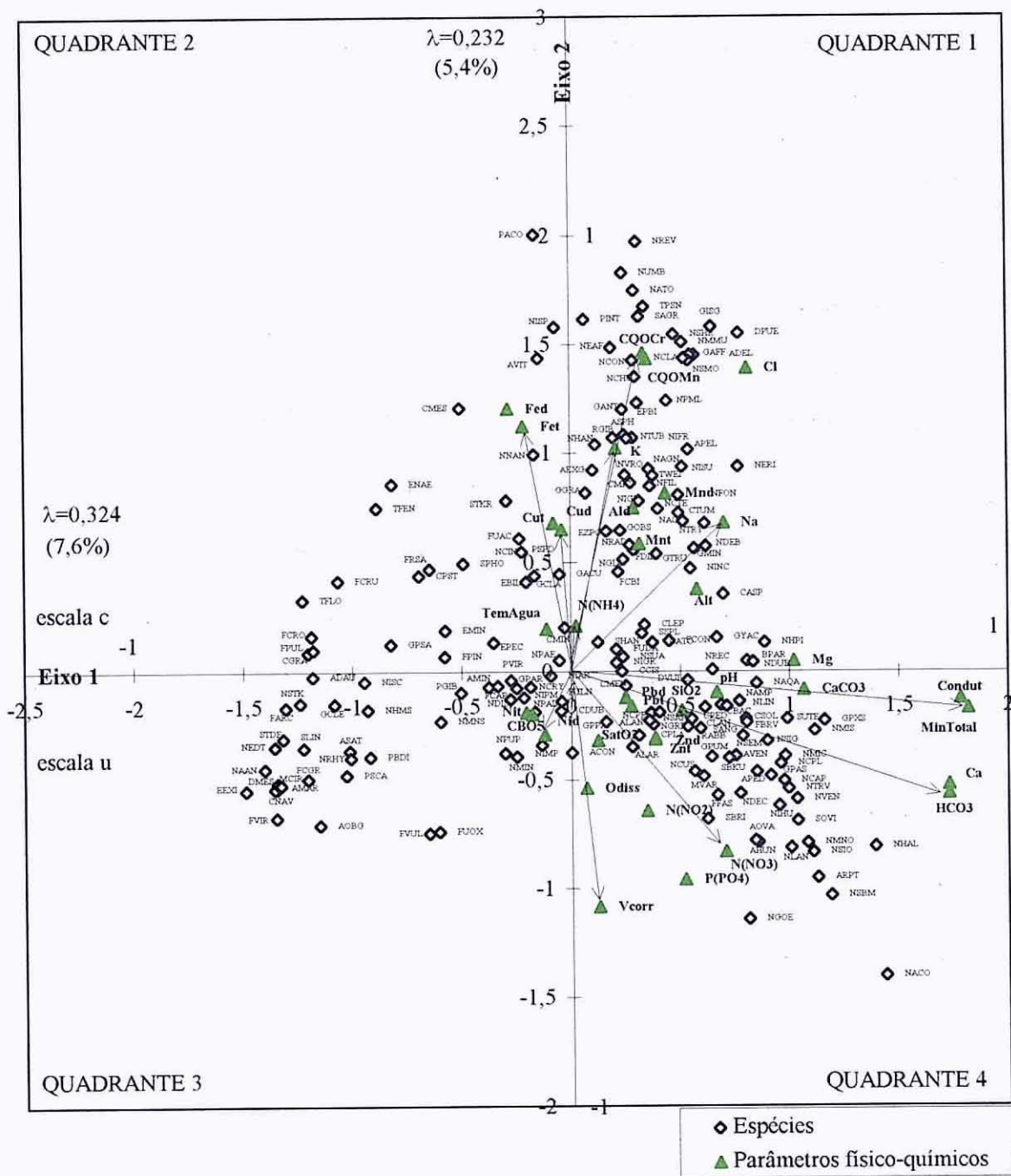


Figura 7.5. Resultados da ACC. Representação, nos dois primeiros eixos, dos taxa epilíticos e dos parâmetros físico-químicos. Cada taxon está respresentado por uma sigla de 4 letras. Escala u - relativa aos taxa; escala c - relativa aos parâmetros físico-químicos.

Para além da Análise Canónica das Correspondências também foi aplicada a Análise Canónica simples aos dados epilíticos (Tabela 7.8.).

Tabela 7.8. Análise das correspondências simples (AC). Resultados da sua aplicação aos dados epilíticos quantitativos dos dezoito locais em estudo.

Eixos	1	2	3	4	Inércia Total
Valores próprios (λ):	0,385	0,305	0,226	0,177	4,264
% de variância cumulativa					
dos dados das espécies :	9,0	16,2	21,5	25,7	
Soma de todos os valores próprios não canónicos :					4,264

A variância total dos dados das espécies, continua a ser 4,264. Os dois primeiros eixos explicam 16,2% da variação total dos dados das diatomáceas.

A observação das Figuras 7.6. e 7.4. põe em evidência os mesmos cinco agrupamentos de estações. Verifica-se, contudo, que há uma inversão no posicionamento dos agrupamentos: os agrupamentos relativos à vala do Fontão (8), ponte do Pano (9) e Requeixo (10) estão colocados no primeiro quadrante na Figura 7.4. enquanto que na Figura 7.6. estão representados no segundo quadrante.

7.4. DISCUSSÃO

A escolha da Análise Canónica das Correspondências deveu-se a vários factos que seguidamente se sintetizam:

- tendo os dados biológicos sido colhidos em locais com características ambientais bastante diversas, previa-se a ocorrência de uma variação bastante alargada da comunidade diatomológica. Tal facto sugeria a utilização de um método unimodal para relacionar as espécies com o ambiente (TER BRAAK & PRENTICE 1988) uma vez que se esperava a existência de relações não lineares entre as espécies e as variáveis ambientais;
- pretendia determinar-se a parte da variação da comunidade biológica que podia ser explicada pelos parâmetros ambientais definindo os gradientes mais importantes nessa variação;
- o método da ACC mostra-se bastante robusto mesmo quando algumas condições não são satisfeitas, nomeadamente quando as espécies não apresentam variação unimodal ao longo de um gradiente ambiental (TER BRAAK 1986).

7.4.1. Potamoplâncton

Por vezes eixos com valores próprios (λ) pequenos podem apresentar correlações espécies-ambiente elevadas (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995). Repare-se que o quarto eixo, da ACC dos dados potamoplanctónicos (Tabela 7.1.) que só acrescenta 2,4% ($\lambda=0,092$) à totalidade da variância explicada pelos três primeiros eixos mas, no entanto, apresenta uma correlação espécies-ambiente relativamente elevada. Todavia, o que deve averiguar-se é o valor próprio de cada eixo para verificar a importância desse eixo e não as correlações espécies-ambiente (TER BRAAK & VERDONSCHOT 1995).

Valores próprios de cerca de 0,3 e valores mais elevados são vulgares em aplicações ecológicas (TER BRAAK 1988). Na ACC efectuada os dois primeiros eixos apresentam valores próprios razoáveis, dentro dos parâmetros vulgares em aplicações ecológicas, conjugados com valores elevados das correlações espécies-ambiente (Tabela 7.1.).

Comparando os resultados da primeira análise efectuada com 34 variáveis (Tabela 7.1) com os da segunda (Tabela 7.2.), em que se efectuou uma selecção progressiva das variáveis ambientais, pode verificar-se que para os primeiros quatro eixos canónicos, os valores próprios, as percentagens cumulativas da variância dos dados das espécies e das correlações espécies-ambiente, são muito próximos confirmando a não significância das variáveis excluídas. Nesta segunda análise a variância total explicada pelos quatro primeiros eixos canónicos (1,205) é mais baixa do que na análise sem selecção das variáveis ambientais (1,339) devido, sobretudo, à ausência de onze variáveis ambientais que não foram seleccionadas. Na análise com selecção de variáveis a percentagem cumulativa de variância da relação espécies-ambiente dos primeiros quatro eixos (65,0%) tende a ser maior devido aos valores próprios dos eixos canónicos serem muito semelhantes e a variância canónica ser menor do que na primeira análise, visto que o parâmetro “relação espécies-ambiente” se determina pela razão entre o valor próprio de cada eixo e o valor resultante da soma de todos os valores próprios canónicos.

Os valores próprios dos eixos não canónicos mais fortes são nas duas análises inferiores aos do primeiro eixo canónico respectivo, confirmando a importância das variáveis ambientais na explicação da dispersão das espécies. O primeiro eixo não canónico mais forte das duas análises explica aproximadamente a mesma variância quer com 34 quer com 23 parâmetros ambientais.

As correlações obtidas entre os parâmetros ambientais e os eixos canónicos (Tabela 7.3.) auxiliam na interpretação dos eixos de ordenação da ACC (TER BRAAK &

VERDONSCHOT 1995), indicando as variáveis mais fortemente correlacionadas com cada eixo. A Figura 7.1., que representa a ordenação dos locais de amostragem e das variáveis físico-químicas, permite demonstrar graficamente os valores de correlação entre os parâmetros físico-químicos seleccionados e os eixos de ordenação. Nesta figura a dispersão dos locais determinada pelos parâmetros físico-químicos salientados no lado positivo do primeiro eixo (pH , condutividade e bicarbonatos) está de acordo com a caracterização físico-química das águas já realçada no Capítulo 2 e nos ANEXOS 1 e 2. As projecções dos pontos referentes aos locais nos vectores dos parâmetros físico-químicos em análise sugerem valores mais elevados de pH , condutividade a 20°C e HCO_3^- para os rios Cértima e Levira seguidos sequencialmente pelos locais 8, 9 e 10. No diagrama de ordenação, em discussão, pode constatar-se um afastamento do rio Cértima em Requeixo (local 10) em relação às restantes estações de amostragem deste rio. Isto deve-se fundamentalmente ao facto do local 10 possuir uma flora diatomológica muito diferente das restantes estações deste rio, visto estar situado na parte terminal da Pateira de Fermentelos e para ele confluírem as águas provenientes da vala do Fontão (locais 8 e 9). O afastamento do momento de amostragem '10AB' relativamente aos restantes meses de colheita do mesmo local deve-se provavelmente a nesse mês ter havido cheias que provocaram a entrada de águas do rio Águeda que se misturaram com as do rio Cértima, com consequentes alterações na composição específica das comunidades diatomológicas e nos parâmetros físico-químicos.

Do lado negativo do primeiro eixo (quadrantes 2 e 3) é possível verificar que, de uma forma geral, os locais 1 e 2, mas sobretudo, o local 2 é o que mais se aproxima da origem do eixo e, portanto, é o que maiores valores apresenta para pH , condutividade a 20°C e HCO_3^- de todos os locais que apresentam valores desses parâmetros inferiores às médias e cuja projecção nos vectores dos parâmetros ambientais está do lado negativo da origem dos eixos (quadrantes 2 e 3).

A composição das comunidades de diatomáceas no rio Antuã em Estarreja (2) durante Agosto, Setembro e Outubro de 1992 (2AG, 2ST e 2OT) revela algumas diferenças relativamente aos restantes períodos de amostragem (Tabela 5.3) o que provoca o afastamento desses momentos de amostragem relativamente aos restantes efectuados nesse local (Figura 7.1.). Os taxa permitiram detectar uma alteração da composição físico-química da água durante os três meses atrás referidos visto que, de facto, se verificou um aumento significativo do pH, mas sobretudo, da condutividade a 20 °C e da concentração dos bicarbonatos (ANEXO 1).

As estações de amostragem 11, 12 e 13 (posicionadas no quadrante 3) são as que apresentam as menores coordenadas relativamente ao primeiro eixo, ou seja, são as que apresentaram os menores valores para pH, condutividade a 20°C e HCO_3^- . Conclusão idêntica pode ser extraída pela consulta do ANEXO 1 referente aos parâmetros físico-químicos.

O eixo 2 posiciona no lado positivo, e no quadrante 1, os locais que apresentaram a maior carga orgânica química ao longo de todo o tempo de amostragem. A Vala do Fontão (8 e 9) foi a formação aquática que apresentou os maiores valores de matéria orgânica química, de Na^+ , K^+ , Cl^- e de $\text{N}(\text{NH}_4^+)$. Seguem-se os locais 16, 17, 18 (quadrante 2) e 10 (quadrante 1). Quanto ao ferro, tanto o local 8 como os locais 17 e 18, apresentaram valores igualmente elevados, enquanto o local 9 foi o que revelou, durante a maior parte dos meses de amostragem, os valores mais elevados deste metal. Também no quadrante 2 está localizado um momento de amostragem da estação 15 (15ST) que permite supor ter ocorrido um aumento da concentração de matéria orgânica nesse mês, enquanto os restantes meses de amostragem desta estação se situam no quadrante 3. Aparentemente, e tanto quanto pode ser extraído do estudo da caracterização físico-química da água desta estação, não houve variação significativa das concentrações de matéria orgânica capaz de justificar esta situação. No quadrante 4 estão situados os locais com os valores mais elevados de $\text{N}(\text{NO}_3^-)$, $\text{N}(\text{NO}_2^-)$, $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$, SiO_2 e de Zn

que pertencem aos rios Levira (6 e 7) e Cértima (3, 4 e 5). O parâmetro velocidade da corrente assumiu frequentemente os valores mais elevados nos locais 3 e 4; no local 14 apenas durante alguns meses, a velocidade da corrente foi elevada. O O_2 dissolvido apresentou as maiores concentrações nos rios Cértima e Levira seguidos pelos rios Caima, Antuã, Águeda e Vouga. Para finalizar a interpretação e discussão da Figura 7.1. deve referir-se ainda, que o grupo de locais que se encontra no terceiro quadrante, sobretudo os locais 11, 12, 13 e 14, apresentaram os menores valores de Cl^- , Na^+ e K^+ e valores de CQO_{Mn} e CQO_{Cr} mais ou menos semelhantes aos detectados nos locais 1, 2, 3, 4 e 5.

TER BRAAK (1986) refere que, quando os resultados de uma ACC não diferem muito dos resultados de uma AC, se pode inferir que as variáveis ambientais medidas explicam a variação principal dos dados das espécies. Os resultados obtidos com uma análise das correspondências simples (AC) sugerem as mesmas conclusões gerais no que respeita à distribuição de locais e de espécies e, por isso, apoiam a significância dos dados ambientais considerados na ACC (Tabela 7.4., Figura 7.3.). A variância explicada pelos dois primeiros eixos da AC corresponde a 17,5% enquanto na ACC o valor era menor, correspondendo a 14,9%. Este menor valor deve-se, sobretudo, à variabilidade imposta pelos parâmetros físico-químicos nos dados dos taxa de diatomáceas. Na AC a diferente posição assumida pela estação 10 (coordenadas elevadas no segundo eixo) deveu-se à existência de uma composição específica característica que, no entanto, não é explicada pelo conjunto de variáveis ambientais determinadas porque quando se impõem estas variáveis ambientais na análise (ACC) a estação 10 aparece colocada numa posição muito próxima da origem dos eixos. De facto, já anteriormente tinha sido notada, no Capítulo 5 (Tabela 5.1. e 5.2.) a existência de um grande número de espécies que apenas foram estudadas na estação 10 e que agora são realçadas pela

análise multivariada. Essas espécies são: AUGA, CPED, CDUB, CMED, CCAE, CCIS, CLEP, ESOR, FCME, FCBI, FFAS, NCPR, NSUA e SHAN.

Na análise dos dados potamoplactónicos o número de variáveis seleccionadas parece ter sido excessivo, porque foram seleccionadas algumas variáveis que apenas complementam a informação extraída de outras (O_2 dissolvido e % de saturação de O_2 , CQO_{Mn} e CQO_{Cr} , Mnd e Mnt; Ald e Alt) apresentando, portanto, a deficiência dos testes F referida na metodologia; tal facto não se verificou quando se analisaram os dados epilíticos.

Da análise da Figura 7.1. (dados potamoplactónicos) fica a impressão de que os locais menos poluídos são os que se encontram no terceiro quadrante. É preciso não esquecer que a análise excluiu parâmetros físico-químicos relevantes como o CBO_5 e incluiu apenas os parâmetros ambientais estatisticamente significativos o que permitiu a associação de três locais (1, 2 e 14) onde foi observada uma notável poluição por matéria orgânica biodegradável (CBO_5) juntamente com outros (11, 12, 13, 15) onde essa carga orgânica foi muito menor. Nos locais 1, 2 e 14 dominou uma composição específica que não foi suficientemente discriminante para pôr em evidência o parâmetro físico-químico CBO_5 .

As espécies que apresentam as coordenadas mais elevadas no primeiro eixo, encontram-se principalmente no quarto quadrante, e são aquelas que foram encontradas nos meios com as concentrações mais elevadas de bicarbonatos, e com maiores pH e condutividade a 20 °C. As espécies que apresentam as menores coordenadas no primeiro eixo são aquelas que preferenciam meios com menores concentrações de HCO_3^- , menores pH e condutividade a 20°C e encontram-se, sobretudo, no terceiro quadrante. As espécies com as coordenadas mais elevadas no segundo eixo são aquelas que preferenciam os meios com as concentrações mais elevadas de matéria orgânica, de K^+ e também de Fe, Na^+ , $N(NH_4^+)$, Mn e Al do conjunto dos dezoito locais amostrados. As espécies que apresentam as menores coordenadas no segundo eixo foram encontradas em águas onde a matéria orgânica, o potássio e os restantes

parâmetros atrás mencionados estavam em menores concentrações. No quarto quadrante ainda é possível identificar um pequeno conjunto de espécies que para além de preferir meios muito mineralizados também exige meios com elevadas concentrações de $N(NO_3^-)$, $N(NO_2^-)$ e $P(PO_4^{3-})$ e simultaneamente preferencia meios com baixas concentrações de matéria orgânica e K^+ .

7.4.2. Epilítton

Comparando os resultados da ACC sem e com selecção progressiva das variáveis (Tabela 7.5, e Tabela 7.6.) pode verificar-se que os primeiros quatro eixos canónicos apresentam valores próprios próximos de percentagem cumulativa da variância dos dados das espécies e das correlações espécies-ambiente, o que revela a não significância das variáveis ambientais excluídas. Os valores comparados não são tão semelhantes como nos dados potamoplantónicos o que se compreende visto que, para o estudo dos dados epilíticos foram seleccionadas muito menos variáveis ambientais. Pelo mesmo facto a variância explicada pelos quatro primeiros eixos canónicos é mais baixa, explicando somente 23,2% (0,991).

A percentagem cumulativa da relação espécies-ambiente é, pelo contrário, maior (Tabela 7.6.) visto que os valores próprios dos eixos canónicos são semelhantes e a variância canónica é menor do que na primeira análise.

Os valores próprios dos eixos não canónicos mais fortes nas duas análises são inferiores aos do primeiro eixo canónico respectivo, mostrando a importância das variáveis ambientais para a explicação da dispersão das espécies. O primeiro eixo não canónico mais forte, nas duas análises explica aproximadamente a mesma variância quer com 36 quer com 11 parâmetros ambientais.

Comparando a Figura 7.4., representativa da dispersão dos locais e dos parâmetros ambientais, com a correspondente, referente aos dados potamoplantónicos (Figura 7.1) é

possível verificar que a disposição dos locais é muito semelhante, com formação dos mesmos cinco agrupamentos. Todavia, o parâmetro químico CBO_5 foi seleccionado pela ACC referente aos dados do epilítion, demonstrando que os rios Antuã (1 e 2) e Caima, em Barbeito (14) apresentam valores elevados para este parâmetro. Pode então afirmar-se que o parâmetro CBO_5 deverá ter pouca influência na dispersão das espécies, o que é demonstrado pelo baixo valor de correlação do parâmetro com os eixos de ordenação e pelo pequeno tamanho do vector no gráfico de ordenação. A diferença mais notória entre os resultados das duas análises, é que a separação espacial entre os cinco agrupamentos não é tão nítida como nos dados potamoplactónicos, verificando-se que há alguns meses de colheita de determinados locais que se encontram associados a outros grupos, nomeadamente 9DZ, 9AB² que estão incluídos no agrupamento dos locais 16, 17 e 18; 10AB², 7JL e 3MA estão associados ao grupo de locais 1, 2, 11, 12, 13, 14 e 15. A variação de composição específica destes locais não parece estar relacionada com as variações físico-químicas desses mesmos momentos de amostragem com excepção de 10AB² que corresponde à entrada de água do rio Águeda no rio Cértima numa época de cheias, já referida anteriormente. É possível verificar ainda que a análise dos dados epilíticos não fez a separação da amostra 15ST do seu grupo como se verificara na análise dos dados potamoplactónicos.

Pode ainda observar-se que o grupo de locais que contém os rios Cértima e Levira, situados no quadrante 4; apresenta uma certa curvatura, sobretudo, devido aos momentos de amostragem 3ST e 3OT. Nos dados potamoplactónicos não se verificou tal efeito. Estes dois momentos de amostragem apresentam as maiores coordenadas no primeiro eixo o que significa que apresentaram os valores de mineralização total e HCO_3^- mais elevados de todos os momentos de amostragem estudados o que pode também ser detectado pela consulta do ANEXO 1. No entanto, a posição destes dois pontos aponta também para que sejam muito

pores em matéria orgânica o que contraria os resultados provenientes dos parâmetros físico-químicos determinados.

Tal como se verificou para a Figura 7.4, também a 7.5, apresenta uma dispersão para as espécies muito semelhante à verificada para o potamoplâncton e embora se possam assinalar algumas diferenças, é possível verificar que muitas das espécies pertencentes aos grupos definidos pelo potamoplâncton se posicionam também nos mesmos grupos quando se estuda o epilítton. Deste modo as espécies que preferem meios muito mineralizados (coordenadas mais elevadas no primeiro eixo) também se encontram preferencialmente localizadas no quarto quadrante. As espécies que preferem meios menos mineralizados também se localizam preferencialmente no terceiro quadrante (coordenadas mais baixas do primeiro eixo). As espécies que preferem, os locais com maiores concentrações de matéria orgânica (CQO_{Cr}), de K^+ , de Fe e de Na^+ são as que apresentam as maiores coordenadas do segundo eixo. As espécies que preferem as menores concentrações de matéria orgânica (CQO_{Cr}), de Fe , de Na^+ e de K^+ , dos dezoito locais amostrados, são as que se localizam preferencialmente no quadrante 3 e apresentam coordenadas muito negativas em relação ao segundo eixo. À semelhança das amostras potamoplânctónicas, também nas epilíticas, é possível definir um pequeno conjunto de espécies no quadrante 4 que prefere meios mineralizados, com elevadas concentrações de $N(NO_3^-)$ mas baixas concentrações de matéria orgânica (CQO_{Cr}), de Fe , de Na^+ , e de K^+ .

Os resultados obtidos pela Análise das Correspondências simples (AC) sugerem as mesmas conclusões que foram extraídas pela aplicação da Análise Canónica das Correspondências revelando a significância dos parâmetros ambientais considerados (Tabela 7.8., Figura 7.6.). A variância explicada pelos dois primeiros eixos corresponde, na AC, a 16,2% e na ACC a 13%, como seria de esperar, devido à imposição dos parâmetros físico-químicos na variabilidade das espécies. Apesar de na AC ter ocorrido a inversão do posicionamento de agrupamentos de estações relativamente ao primeiro eixo, as duas análises

associam os locais do mesmo modo, como se tinha verificado para os dados potamoplanctónicos.

Ao contrário do que se verificou com o estudo dos dados potamoplanctónicos, os dados do epilítion não mostram alteração da posição do local 10 quando se comparam os resultados da AC com a ACC. Apesar da composição específica das amostras do substrato artificial ser a mesma da composição específica das amostras potamoplanctónicas, duas espécies planctónicas (CDUB e SHAN) extremamente abundantes no potamoplâncton, conferem a este local características que, sem dúvida, influenciam a sua colocação em posição diferente na AC efectuada com os dados potamoplanctónicos.

De um modo geral, pode concluir-se que apesar das diferenças assinaladas entre a análise multivariada dos dados potamoplanctónicos e dos epilíticos, os resultados obtidos quanto à dispersão de locais e de espécies nos diagramas de ordenação foram muito semelhantes.

Já foi referido que as poluições tóxicas provocadas pelos metais não foram evidenciadas pelos índices bióticos, facto que PRYGIEL & COSTE (1995) atribuem ao uso de dados quantitativos percentuais. Mas, a utilização de abundâncias absolutas na ACC também não permitiu salientar a influência dos metais na dispersão das espécies de diatomáceas pelos dezoito locais estudados fazendo supor que não sejam factores químicos importantes a ter em consideração, visto que a sua ocorrência intermitente e em baixas concentrações não influenciou, de modo marcante, a composição específica nos diferentes locais. O Fe foi o único metal pesado que foi seleccionado com valores elevados de correlação com o segundo eixo. MEYBECK *et al.* (1989) também referem que geralmente os principais factores determinantes da composição das espécies são, para além de outros factores ambientais, os nutrientes e a fauna mas não os metais pesados. Não foi claramente evidenciado que a poluição metálica possa ser reflectida pelos taxa diatomológicos o que também foi concluído por

STOLZENBERG & DRAEGER (1988) e por KELLY (1988 *in* DE FILLIPIS & PALLAGHY 1994). A análise ACC também não realçou a forte poluição orgânica bioquímica (CBO₅) detectada nos locais 1 e 14, visto que a flora específica indicadora deste tipo de poluição não estava bem representada em termos quantitativos.

Quando se comparam os resultados obtidos pela ACC com os resultados da análise interpretativa dos dados biológicos (Tabela 5.2.) podem ser extraídas as mesmas conclusões gerais. Formaram-se agrupamentos semelhantes de espécies e de locais. Permitiu ainda confirmar e complementar a análise interpretativa dos dados, porque para além de delimitar mais concretamente os agrupamentos de locais e de espécies permitiu também determinar quais os parâmetros físico-químicos analisados que melhor explicam a ordenação desses locais e dessas espécies.

Tal como (DIXIT *et al.* 1991, AGBETI 1992) referem, a análise multivariada usada (ACC) mostrou ser uma poderosa técnica de ordenação para analisar a influência de inúmeras variáveis ambientais na distribuição das diatomáceas.

**CAPÍTULO 8. VALORES ÓPTIMOS (u_k) E TOLERÂNCIAS
(t_k) PARA ALGUNS TAXA DE DIATOMÁCEAS**

"All species occur in a characteristic, limited range of habitats; and within their range, they tend to be most abundant around their particular environmental optimum" (TER BRAAK & PRENTICE 1988).

8.1. INTRODUÇÃO

A avaliação biológica da qualidade da água, como já foi referido no Capítulo 5, baseia-se nos conceitos fundamentais de que os organismos vivos integram as variações ambientais e que as espécies ocupam nichos bem definidos. Esses nichos podem ser caracterizados pelo seu valor ótimo, também designado valor indicador (u_k) e pela sua tolerância, também denominada amplitude ecológica (t_k) das espécies relativamente aos parâmetros ambientais (TER BRAAK & JUGGINS 1993).

Existem diversos métodos para estimar o (u_k) e (t_k) em relação a uma variável ambiental a partir dos dados de ocorrência das espécies e dos parâmetros físico-químicos medidos. Os métodos mais referenciados e mais frequentemente utilizados são a regressão logística e a média ponderada (BIRKS & *et al.* 1990, FRITZ *et al.* 1991, TER BRAAK & BARENDREGT 1986, TER BRAAK & JUGGINS 1993, TER BRAAK & LOOMAN 1986).

A ideia subjacente ao método das médias ponderadas fundamenta-se no facto de uma determinada espécie, que preferencia um valor ótimo para determinado parâmetro físico-químico, ser mais abundante nos locais onde o valor do parâmetro físico-químico em questão é mais próximo do ótimo dessa espécie. Este método que ganhou popularidade devido à sua simplicidade e poder de previsão empírico (TER BRAAK & JUGGINS 1993) permite também estimar o desvio padrão ponderado ou tolerância (t_k).

8.2. METODOLOGIA

O método das médias ponderadas foi aplicado para estimar o valor óptimo ou média ponderada (u_k) e a tolerância ou desvio padrão ponderado (t_k) relativamente a determinados parâmetros físico-químicos preferenciados por alguns taxa, tendo-se usado as seguintes fórmulas:

$$u_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

$$t_k = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - u_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}}$$

em que y_{ik} é a abundância do taxon k na amostra i , x_i é o valor do parâmetro físico-químico da amostra i e u_k , t_k são o valor óptimo e a tolerância da espécie k , respectivamente.

8.3. RESULTADOS

Os taxa que nos diagramas da Análise Canónica das Correspondências relativos ao potamoplâncton e ao epilítion (Capítulo 7) apresentaram uma posição extrema revelando, por isso, preferências bem marcadas pelos parâmetros ambientais seleccionados pela análise, foram referenciados na Tabela 8.1. e deles se apresentam algumas microfotografias em microscopia óptica (MO) e em microscopia electrónica de varrimento (MEV) no final do capítulo.

Com o objectivo de comparar os valores óptimos (u_k) dos parâmetros ambientais seleccionados e as respectivas tolerâncias (t_k) a esses mesmos parâmetros nos dois tipos de

amostras (potamoplâncton e epilítion), escolheram-se ao acaso as espécies NSBM, AMAR, STDE e NACO.

Tabela 8.1. Taxa potamoplânctônicas e epilíticas que na ACC manifestaram simultaneamente preferências físico-químicas bem marcadas. Os taxa marcados com * e + preferenciam ainda os parâmetros assinalados.

Águas mais mineralizadas; elevadas concentrações de (NO_3^-) e (PO_4^{3-}) *, maior velocidade corrente + (quadrante 4)	Águas menos mineralizadas (quadrante 3)	Águas com maiores concentrações de matéria orgânica; e de K^+ , Fe , NH_4^+ , (Na^+) * (quadrantes 1 e 2)	Águas com menores concentrações de matéria orgânica; e de K^+ , Fe , NH_4^+ , (Na^+) * (quadrantes 3 e 4)
AHUN APED BPAR CSOL FBRV *+NACO NAQA NCAP NDEC NHPI *NLAN *+NSBM NTRV NAMP NCPL NDUB NIHU NLIN NSIO SOVI	ADAU AMAR AOBG ASAT CGRA CNAV DMES EEXI FARC FCGR FCRO GCLE MCIR NAAN NHMS NRHY NSTK NEDT PSCA STDE SLIN TFEN TFLO	*ADEL APEL *GAFF GANT NCHU NCON *NMMU *NSHR *NSMO NEAF *NCLA NIFR NNAN *NREV NISP NISU PINT *SAGR *TPSN TWEI	*AMAR *CNAV *DMES *EEXI *FARC *FCGR FUOX *MCIR *NAAN NACO NSBM *NEDT *STDE *SLIN

Dos resultados (Tabela 8.2.) pode verificar-se que as maiores diferenças se registaram quando as tolerâncias foram elevadas (foi o caso do valor ótimo da condutividade para a espécie NACO) e que, de um modo geral, os resultados para os taxa potamoplânctônicos e epilíticos são comparáveis e semelhantes. Por tal motivo, pensa-se que se pode ficar com uma ideia correcta calculando somente os valores óptimos e tolerâncias para apenas uma das amostras. Visto a matriz de dados potamoplânctônicos ser constituída por um maior número

de dados e permitir uma separação espacial dos locais de amostragem, mais nítida do que a dos dados epilíticos, os valores óptimos e as tolerâncias foram calculados para esta amostra e estão registrados nas Tabelas 8.3 a 8.7..

Tabela 8.2. Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para 4 espécies provenientes das amostras potamoplancônicas e epilíticas. Unidades: cond. - μmhoscm^{-1} ; restantes, excepto pH, em mg l^{-1} .

	Potamopl.	Cond.	pH	HCO_3^-	CQO_{Cr}	K^+	Fet	$\text{N}(\text{NH}_4^+)$
AMAR	u_k	79	6,3	9,2	10	1,0	0,243	0,208
	t_k	19	0,1	2,7	8	0,6	0,181	0,116
NACO	u_k	815	7,5	246,7	18	4,2	0,390	0,786
	t_k	310	0,1	98,2	16	2,0	0,211	0,748
NSBM	u_k	697	7,5	200,6	14	4,6	0,340	0,340
	t_k	209	0,3	59,2	11	1,2	0,200	0,184
STDE	u_k	76	6,1	9,6	12	1,3	0,649	0,274
	t_k	15	0,2	4,3	7	0,7	0,509	0,116
	Epilítion							
AMAR	u_k	72	6,2	8,1	7	0,7	0,250	0,154
	t_k	13	0,1	2,3	4	0,3	0,211	0,073
NACO	u_k	1019	7,3	313,4	27	5,1	0,449	1,417
	t_k	316	0,2	106,4	19	3,4	0,202	0,763
NSBM	u_k	854	7,5	248,5	18	6,5	0,616	1,119
	t_k	304	0,3	90,2	14	4,4	0,614	0,821
STDE	u_k	80	6,2	10,8	12	1,5	0,522	0,321
	t_k	12	0,2	3,8	4	0,9	0,340	0,123

Entre os taxa que mostraram preferência por águas mineralizadas (Tabela 8.3.) FBRV foi a espécie que apresentou o menor valor óptimo para a condutividade a 20 °C ($565 \mu\text{mhoscm}^{-1}$) e NACO a que apresentou o maior valor óptimo para o mesmo parâmetro ($815 \mu\text{mhoscm}^{-1}$). O valor óptimo para o pH variou entre 6,8 para NHPI e 7,5 para APED, NACO, NLAN e NSBM. Em relação a HCO_3^- os valores óptimos variaram entre $149,9 \text{ mg l}^{-1}$ para NDUB e $246,7 \text{ mg l}^{-1}$ para NACO.

Tabela 8.3. Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para os taxa que preferenciam águas mineralizadas.Unidades: condutividade - μmhoscm^{-1} ; HCO_3^- em mg l^{-1} .

		Condutividade	pH	HCO_3^-
AHUN	u_k	714	7,3	202,0
	t_k	311	0,3	87,5
APED	u_k	628	7,5	186,9
	t_k	187	0,2	36,0
BPAR	u_k	604	7,2	165,9
	t_k	177	0,4	26,6
CSOL	u_k	595	7,3	158,0
	t_k	163	0,7	44,4
FBRV	u_k	565	7,3	162,6
	t_k	211	0,3	43,2
NACO	u_k	815	7,5	246,7
	t_k	310	0,1	98,2
NAQA	u_k	629	7,2	162,3
	t_k	104	1,0	39,0
NCAP	u_k	594	7,3	164,4
	t_k	182	0,4	49,3
NDEC	u_k	581	7,4	154,6
	t_k	237	0,5	62,2
NHPI	u_k	618	6,8	155,5
	t_k	105	1,7	37,4
NLAN	u_k	694	7,5	195,5
	t_k	194	0,3	53,6
NSBM	u_k	697	7,5	200,6
	t_k	209	0,3	59,2
NTRV	u_k	628	7,3	175,5
	t_k	251	0,4	60,2
NAMP	u_k	657	7,4	186,6
	t_k	230	0,3	55,0
NCPL	u_k	581	7,3	168,5
	t_k	181	0,4	49,9
NDUB	u_k	617	7,2	149,9
	t_k	98	1,1	35,3
NIHU	u_k	651	7,3	176,5
	t_k	178	0,4	55,4
NLIN	u_k	617	7,2	158,4
	t_k	110	1,2	42,5
NSIO	u_k	618	7,4	174,4
	t_k	210	0,3	52,5
SOVI	u_k	671	7,4	185,3
	t_k	156	0,3	37,9

Como pode observar-se na Tabela 8.1. alguns dos taxa que manifestaram preferência por águas mais mineralizadas mostraram também nítida preferência por maiores concentrações de $\text{N}(\text{NO}_3^-)$ e de $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$ e por maiores velocidades da corrente. Por tal motivo, determinaram-se para essas espécies os valores óptimos e as tolerâncias (Tabela 8.4) em relação à preferência por grandes concentrações de $\text{N}(\text{NO}_3^-)$, $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$ e por fortes velocidades da corrente. Todas

as espécies (NACO, NSBM e NLAN) apresentaram preferências nítidas por maiores concentrações de $N(NO_3^-)$, $P(PO_4^{3-})$ mas apenas duas suportaram maiores velocidades da corrente.

Tabela 8.4. Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para as espécies que preferenciam maiores concentrações de $N(NO_3^-)$ e de $P(PO_4^{3-})$ e grandes velocidades de corrente. Unidades: em $mg\ l^{-1}$ excepto a velocidade da corrente - $cm\ s^{-1}$.

		N(NO_3^-)	P(PO_4^{3-})	Vel. Corrente
NACO	u_k	1,660	1,079	40
	t_k	1,208	0,851	37
NLAN	u_k	2,113	0,546	
	t_k	1,250	0,521	
NSBM	u_k	1,914	0,756	36
	t_k	1,067	0,623	34

Em oposição aos taxa registados na Tabela 8.3. apresentam-se na Tabela 8.5. os valores de u_k e t_k calculados para os taxa de diatomáceas que preferenciam águas pouco mineralizadas. Verificou-se que o menor valor óptimo para a condutividade a 20 °C ($72\ \mu mhos\ cm^{-1}$) se registou para CNAV e o maior valor óptimo ($262\ \mu mhos\ cm^{-1}$) para TFEN. Os valores óptimos de pH variaram entre 6,0 para TFEN e 6,5 para AOBG, FCGR, MCIR e NRHY. Os valores óptimos de HCO_3^- variaram de $8,3\ mg\ l^{-1}$ (CNAV) a $45,9\ mg\ l^{-1}$ (FCRO).

Tabela 8.5. Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para os taxa que preferenciam águas pouco mineralizadas. Unidades: cond. - $\mu\text{mhos cm}^{-1}$; HCO_3^- - mg l^{-1} .

		Condutividade	pH	HCO_3^-
ADAU	u_k	125	6,4	21,7
	t_k	34	0,1	10,9
AMAR	u_k	79	6,3	9,2
	t_k	19	0,1	2,7
AOBG	u_k	219	6,5	41,9
	t_k	102	0,5	32,3
ASAT	u_k	113	6,3	19,7
	t_k	93	0,3	15,4
CGRA	u_k	136	6,2	16,0
	t_k	108	0,2	10,2
CNAV	u_k	72	6,2	8,3
	t_k	16	0,1	2,0
DMES	u_k	83	6,2	11,1
	t_k	27	0,2	6,7
EEEX	u_k	115	6,3	21,4
	t_k	94	0,4	20,1
FARC	u_k	84	6,2	12,2
	t_k	25	0,1	6,2
FCGR	u_k	208	6,5	43,5
	t_k	200	0,5	31,7
FCRO	u_k	241	6,4	45,9
	t_k	140	0,5	43,4
GCLE	u_k	143	6,3	32,0
	t_k	137	0,9	31,6
MCIR	u_k	181	6,5	30,8
	t_k	170	0,5	28,5
NAAN	u_k	148	6,4	32,3
	t_k	139	0,6	31,0
NHMS	u_k	146	6,3	28,6
	t_k	128	0,3	25,4
NRHY	u_k	216	6,5	40,4
	t_k	154	0,3	39,2
NSTK	u_k	127	6,4	22,3
	t_k	33	0,1	10,4
NEDT	u_k	78	6,2	10,6
	t_k	18	0,2	4,5
PSCA	u_k	209	6,3	37,6
	t_k	162	1,0	35,0
STDE	u_k	76	6,1	9,6
	t_k	15	0,2	4,3
SLIN	u_k	144	6,4	30,9
	t_k	136	0,4	28,3
TFEN	u_k	262	6,0	34,9
	t_k	116	1,3	25,7
TFLO	u_k	179	6,2	27,4
	t_k	125	0,3	25,2

Também foi extraído um grupo de taxa que preferencia águas ricas em matéria orgânica (CQO), e em K^+ , Fe , $\text{N}(\text{NH}_4^+)$ e Na^+ (Tabela 8.6.). Os valores óptimos do parâmetro CQO_{Mn} variaram entre $6,3 \text{ mg l}^{-1}$ (NISU e TWEI) e $10,2 \text{ mg l}^{-1}$ (GANT); os do parâmetro CQO_{Cr}

oscilaram entre 40,0 mgL⁻¹ (NISU) e 55,9 mgL⁻¹ (NREV); as concentrações óptimas de K⁺ variaram entre 5,6 mgL⁻¹ (NCON) e 69,7 mgL⁻¹ (NREV); os óptimos do Fet variaram entre 1,512 mgL⁻¹ (NSHR) e 2,941 mgL⁻¹ (PINT); os valores óptimos de N(NH₄⁺) variaram entre 0,186 mgL⁻¹ e 2,398 mgL⁻¹; respectivamente para NSMO e NREV; finalmente as concentrações do parâmetro Na⁺, analisado apenas em nove dos taxa referidos nesta tabela, variaram entre 39,6 mgL⁻¹ (ADEL) e 62,9 mgL⁻¹ (NREV).

Tabela 8.6. Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para os taxa que preferenciam águas com elevadas concentrações de matéria orgânica e de (CQO), K⁺, Fe, N(NH₄⁺) e Na⁺. Unidades em mgL⁻¹.

		CQO _{Mn}	CQO _{Cr}	K ⁺	Fet	N(NH ₄ ⁺)	Na ⁺
ADEL	u_k	8,2	51,1	19,3	1,686	1,691	39,6
	t_k	3,3	11,4	18,9	0,657	1,341	6,0
APEL	u_k	7,2	42,8	23,4	2,236	0,974	
	t_k	3,7	23,6	22,9	1,393	0,531	
GAFF	u_k	8,3	47,5	11,0	1,889	0,754	46,2
	t_k	3,4	9,6	10,5	0,672	0,694	6,8
GANT	u_k	10,2	46,4	9,2	1,688	0,365	
	t_k	3,4	12,4	0,4	0,406	0,344	
NCHU	u_k	8,0	52,6	45,6	2,227	1,858	
	t_k	2,6	13,0	38,0	1,273	1,563	
NCON	u_k	9,3	54,9	5,6	1,757	0,225	
	t_k	1,9	6,2	0,5	0,757	0,078	
NMMU	u_k	8,1	52,4	11,9	1,706	0,736	42,5
	t_k	2,6	10,1	10,8	0,709	0,686	10,8
NSHR	u_k	7,2	49,0	37,5	1,512	2,046	45,6
	t_k	2,2	3,2	9,9	0,043	0,083	2,6
NSMO	u_k	9,3	54,6	13,8	2,099	0,186	40,4
	t_k	2,3	13,6	10,4	1,018	0,070	8,7
NEAF	u_k	6,8	43,8	33,8	1,960	1,349	
	t_k	3,9	20,5	30,5	1,354	1,335	
NCLA	u_k	7,7	49,1	27,9	1,868	1,708	44,6
	t_k	2,3	11,2	27,5	0,913	1,639	10,5
NIFR	u_k	6,8	45,0	37,0	2,158	1,586	
	t_k	3,7	22,4	36,0	1,396	1,394	
NNAN	u_k	7,4	46,2	39,5	2,560	1,395	
	t_k	3,4	17,4	37,2	2,180	1,300	
NREV	u_k	8,5	55,9	69,7	2,904	2,398	62,9
	t_k	2,9	18,1	39,3	1,644	1,278	36,7
NISP	u_k	6,6	44,9	45,2	2,715	1,710	
	t_k	2,9	17,3	43,7	2,702	1,476	
NISU	u_k	6,3	40,0	18,3	1,598	0,794	
	t_k	3,4	20,2	13,9	1,229	0,415	
PINT	u_k	8,1	49,3	43,9	2,941	1,561	
	t_k	1,7	10,0	40,4	1,316	1,492	
SAGR	u_k	9,1	55,5	38,9	2,690	1,503	46,9
	t_k	2,4	13,6	34,7	1,311	1,478	26,4
TPSN	u_k	8,2	53,2	46,7	2,227	1,872	51,9
	t_k	2,7	13,1	38,9	1,308	1,515	28,8
TWEI	u_k	6,3	42,1	35,4	1,668	1,283	
	t_k	3,1	17,8	31,6	1,413	1,117	

Da ACC-sobressaú, também, um conjunto de taxa cujo maior desenvolvimento ocorreu em águas com menores cargas orgânicas (CQO) e menores concentrações de K^+ , Fet, $N(NH_4^+)$ e de Na^+ (Tabela 8.7.). O valor ótimo de CQO_{Mn} variou entre $0,7 \text{ mg l}^{-1}$ (CNAV) e $2,5 \text{ mg l}^{-1}$ (FARC); os ótimos de CQO_{Cr} variaram entre 7 mg l^{-1} (CNAV) e 19 mg l^{-1} (MCIR); as concentrações ótimas de K^+ variaram entre $1,0 \text{ mg l}^{-1}$ (AMAR, FARC) e $8,9 \text{ mg l}^{-1}$ (NAAN); os valores ótimos de Fet variaram entre $0,243 \text{ mg l}^{-1}$ (AMAR) e $1,002 \text{ mg l}^{-1}$ (FCGR); o valor ótimo do parâmetro $N(NH_4^+)$ variou entre $0,159 \text{ mg l}^{-1}$ (CNAV) e $0,786 \text{ mg l}^{-1}$ (NACO); finalmente as concentrações ótimas de Na^+ , determinados para onze dos taxa citados nesta tabela, variaram entre $7,2 \text{ mg l}^{-1}$ (STDE) e $19,0 \text{ mg l}^{-1}$ (MCIR).

Tabela 8.7. Valores ótimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para os taxa que preferenciam águas com pequenas cargas orgânicas (CQO) e baixas concentrações de K^+ , Fe, $N(NH_4^+)$ e Na^+ . Unidades em mg l^{-1} .

		CQO_{Mn}	CQO_{Cr}	K^+	Fet	$N(NH_4^+)$	Na^+
AMAR	u_k	0,9	10	1,0	0,243	0,208	8,1
	t_k	0,4	8	0,6	0,181	0,116	5,1
CNAV	u_k	0,7	7	1,1	0,249	0,159	7,7
	t_k	0,4	3	0,8	0,159	0,071	6,2
DMES	u_k	2,0	13	1,2	0,538	0,238	8,3
	t_k	1,5	10	0,7	0,452	0,174	5,5
EEXI	u_k	1,9	15	1,8	0,493	0,257	10,2
	t_k	1,8	12	1,6	0,381	0,181	8,9
FARC	u_k	2,5	13	1,0	0,519	0,217	7,4
	t_k	2,1	11	0,5	0,376	0,175	4,2
FCGR	u_k	2,4	18	6,6	1,002	0,533	16,2
	t_k	2,3	15	4,1	0,930	0,314	12,6
FUOX	u_k	2,1	17	2,6	0,807	0,528	
	t_k	1,9	12	2,0	0,745	0,456	
MCIR	u_k	2,1	19	8,3	0,665	0,676	19,0
	t_k	2,0	18	7,5	0,590	0,543	15,4
NAAN	u_k	2,0	16	8,9	0,582	0,521	17,2
	t_k	1,8	14	7,1	0,495	0,456	15,3
NACO	u_k	2,1	18	4,2	0,390	0,786	
	t_k	2,0	16	2,0	0,211	0,748	
NSBM	u_k	1,8	14	4,6	0,340	0,340	
	t_k	1,0	11	1,2	0,200	0,184	
NEDT	u_k	1,7	12	1,2	0,616	0,263	7,6
	t_k	1,5	8	0,7	0,472	0,124	4,2
STDE	u_k	1,5	12	1,3	0,649	0,274	7,2
	t_k	1,0	7	0,7	0,509	0,116	3,9
SLIN	u_k	2,3	16	3,0	0,679	0,346	13,1
	t_k	2,1	11	2,9	0,594	0,301	11,7

De todos os taxa estudados evidenciaram-se alguns que embora não exibam preferências ecológicas tão nítidas que determinem a sua inclusão num dos quatro grupos atrás analisados, são importantes em termos de abundâncias, afectando por isso, duma forma significativa o cálculo dos índices bióticos (Capítulo 6). Por tal motivo, determinaram-se as preferências das espécies que mostraram ser mais importantes para esclarecer algumas das dúvidas que surgiram quando se compararam os diferentes índices bióticos usados. Para estes taxa, que estão registados na Tabela 8.8., foram calculados os valores de u_k e t_k , relativamente aos parâmetros físico-químicos que melhor explicam a sua dispersão.

Verificou-se que, de uma forma geral, os valores óptimos determinados são intermédios relativamente àqueles determinados para os taxa que mostraram preferir meios mais mineralizados (Tabela 8.3.) e com maiores concentrações de matéria orgânica (Tabela 8.6.) e meios menos mineralizados (Tabela 8.5.) e com menores concentrações de matéria orgânica (Tabela 8.7.).

Tabela 8.8. Valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) para algumas espécies abundantes, mas com posição intermédia na Análise Canónica das Correspondências. Unidades: cond. - $\mu\text{mhos cm}^{-1}$; restantes em mg l^{-1} , excepto pH.

		Cond.	pH	HCO_3^-	$\text{N}(\text{NO}_3^-)$	$\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$	CQO_{Mn}	CQO_{Cr}	K^+	Fet	$\text{N}(\text{NH}_4^+)$	Na^+
AMIN	u_k	356	6,7	83,0	1,02	0,236	3,6	25	13,2	1,412	0,722	25,2
	t_k	256	0,9	75,9	0,93	0,201	3,2	19	12,9	1,313	0,652	18,9
EBIL	u_k	370	6,4	77,6	0,75	0,073	4,8	31	17,1	1,739	0,677	28,1
	t_k	235	1,2	63,2	0,60	0,053	3,7	21	16,3	1,691	0,514	20,0
CMEN	u_k	467	6,9	120,2	1,05	0,351	3,8	27	16,4	1,584	0,925	31,0
	t_k	269	1,0	113,4	0,91	0,215	3,0	19	13,4	1,372	0,859	20,9
GPAR	u_k	378	6,7	90,6	1,05	0,333	3,5	26	12,4	1,417	0,794	25,9
	t_k	271	0,9	82,4	0,82	0,219	3,1	20	11,1	1,252	0,652	18,2
NGRE	u_k	504	7,0	126,5	1,49	0,320	3,4	24	12,0	1,118	0,688	27,8
	t_k	281	0,8	86,0	1,36	0,300	2,8	19	10,5	1,030	0,503	20,0
NMIN	u_k	366	6,8	91,5	1,22	0,379	2,9	22	8,2	1,224	0,714	24,2
	t_k	275	0,6	85,3	1,15	0,299	2,6	18	7,4	1,113	0,694	17,2
NFIL	u_k	523	6,6	127,9	0,65	0,067	6,1	38	29,0	1,760	0,998	38,3
	t_k	153	1,7	46,7	0,31	0,059	3,4	20	25,1	1,460	0,854	22,3
NIGF	u_k	555	7,0	140,5	0,98	0,238	4,8	32	20,9	1,382	0,884	35,6
	t_k	219	1,2	62,3	0,92	0,119	3,4	20	18,5	1,199	0,715	23,5
NPAL	u_k	406	6,8	100,0	1,13	0,360	3,4	26	11,8	1,359	0,801	27,6
	t_k	277	0,9	84,3	1,10	0,301	3,0	20	10,5	1,243	0,756	20,0
SANG	u_k	593	7,1	147,7	1,82	0,257	4,0	30	14,1	1,178	0,724	31,2
	t_k	148	1,1	49,7	1,50	0,203	3,0	21	12,5	0,859	0,695	14,5

8.4 DISCUSSÃO

Comparando os valores óptimos dos três parâmetros físico-químicos (condutividade a 20°C, pH e HCO_3^-) nas Tabelas 8.3. e 8.5., verificou-se que existem de facto, dois grupos de taxa com preferências ecológicas distintas. O primeiro, registado na Tabela 8.3., diz respeito aos taxa que mostraram preferência por águas com maior condutividade e pH neutro ou ligeiramente alcalino. O segundo grupo, referido na Tabela 8.5., reúne os taxa que preferem águas menos mineralizadas com pH ligeiramente ácido. Em alguns casos as tolerâncias, relativamente aos três parâmetros analisados, são relativamente grandes o que torna possível a existência, num mesmo local, de algumas das espécies pertencentes a grupos distintos quanto a preferências físico-químicas. Os valores das tolerâncias quando muito próximos dos valores óptimos devem ser encarados com alguma reserva e posteriormente estudados devidamente, aumentando quer o número de locais observados, quer a amplitude desses parâmetros.

Um pequeno conjunto de taxa mostrou preferir águas com elevadas concentrações de nitratos e fosfatos bem como uma elevada velocidade da corrente (Tabela 8.4.).

Os valores óptimos e tolerâncias expressas nas Tabelas 8.6. e 8.7. revelam dois grupos de taxa com diferentes preferências por matéria orgânica (CQO) e alguns iões que determinaram a sua distribuição. O primeiro grupo patente na Tabela 8.6., agrupa os taxa que preferem águas mais ricas em CQO e com maiores concentrações de K^+ , de Na^+ e de Fe. O segundo, registado na Tabela 8.7., reúne os taxa que mostraram preferência por águas com baixas concentrações de CQO, de K^+ , de Na^+ e de Fe. Tal como se tinha verificado anteriormente, também para este conjunto de parâmetros físico-químicos, se identificaram grandes tolerâncias pelo que, para esclarecer estas situações, o estudo das preferências físico-químicas dos taxa deve ser mais aprofundado.

A determinação de u_k e t_k para as espécies mencionadas na Tabela 8.8. permitiu inferir aproximadamente as concentrações óptimas de alguns parâmetros físico-químicos para alguns taxa de diatomáceas.

O estudo que se efectuou tornou possível a determinação das preferências ecológicas de alguns taxa relativamente a alguns parâmetros físico-químicos. É, no entanto, necessário prosseguir este trabalho para aumentar o grupo de taxa investigados e para observar meios com características físico-químicas mais diversificadas com vista à correcção e aperfeiçoamento dos valores de u_k e t_k aqui apresentados, uma vez que em certos casos as tolerâncias ou desvios padrão ponderados são excessivamente elevados.

ESTAMPA 8.1.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas mais mineralizadas.

MEV (4, 5, 8, 9, 10, 12, 13 e 14). Escala 10µm - 5, 8, 9, 10. Escala 1µm - 4, 12, 13. Escala 5µm - 14.

MO (1, 2, 3, 6, 7, 11 e 15). Escala 10µm.

1. a 3. FBRV - *Fragilaria brevistriata* Grunow.

4. a 7. AHUN - *Achnanthes hungarica* Grunow.

4. e 6. Hipovalva; 5. e 7. Epivalva.

8. e 9. NLAN - *Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg.

8. Vista valvar interna; 9. Vista valvar externa.

10. e 11. NACO - *Navicula accomoda* Hustedt.

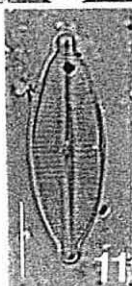
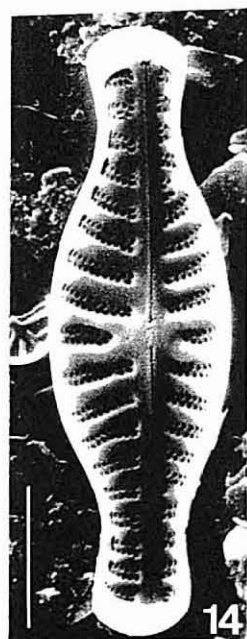
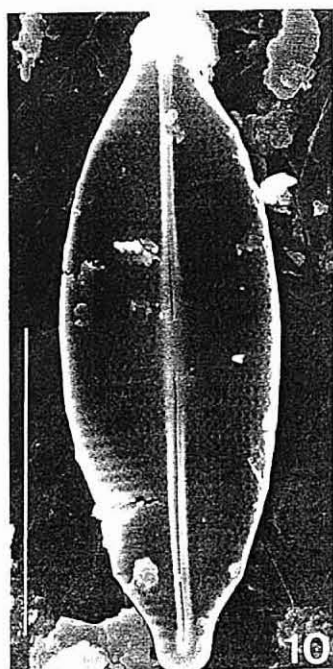
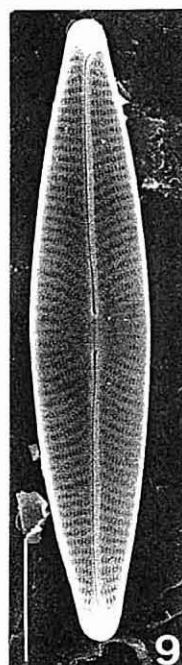
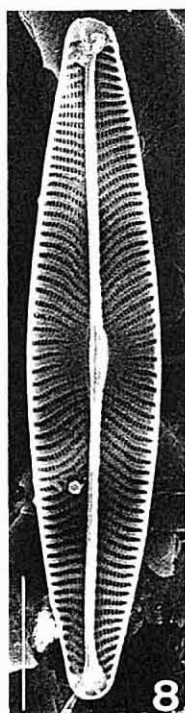
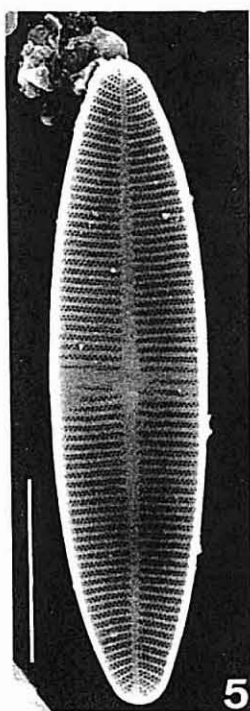
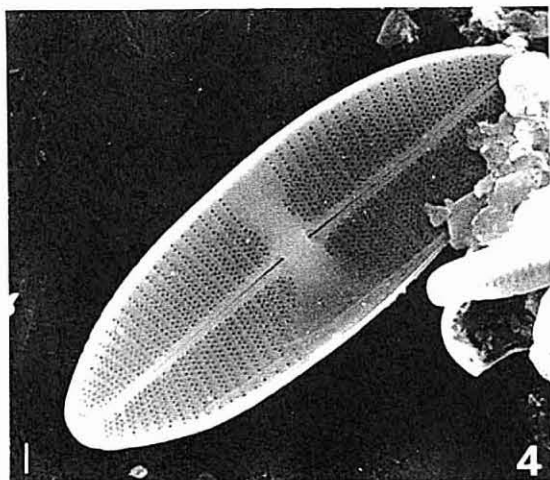
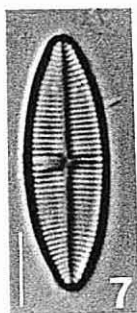
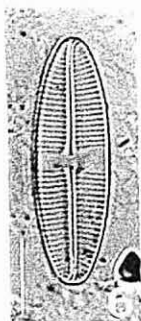
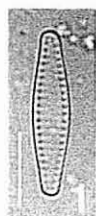
10. Vista valvar interna.

12. e 13. NHPI - *Navicula halophiloides* Hustedt.

12. Vista valvar interna; 13. Vista valvar externa.

14. e 15. NCAP - *Navicula capitata* Ehrenberg.

14. Vista valvar interna.



ESTAMPA 8.2.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas mais mineralizadas.

MEV (1, 2, 4, 6 e 8). Escala 10µm - 4. Escala 1µm - 1, 2, 6, 8.

MO (3, 5, 7 e 9). Escala 10µm.

1. a 3. NAQA - *Navicula aquaedurae* Lange-Bertalot.

1. Vista valvar externa; 2. Vista valvar interna.

4. e 5. NTRV - *Navicula trivialis* Lange -Bertalot.

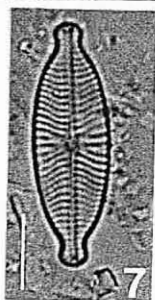
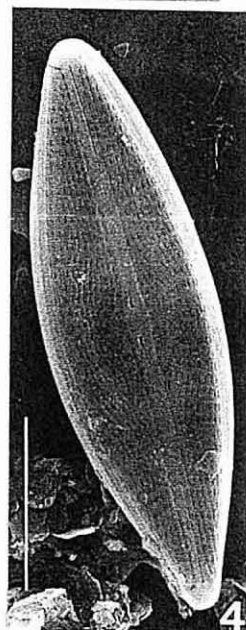
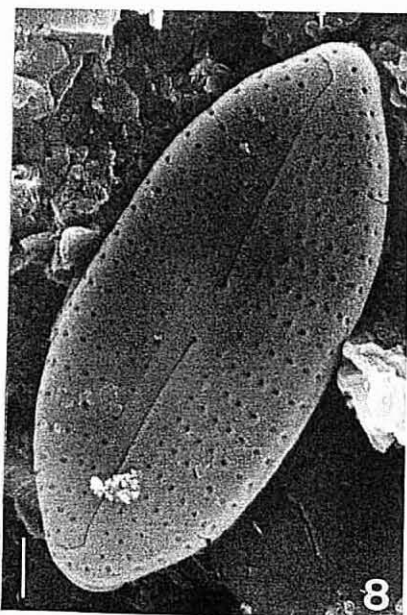
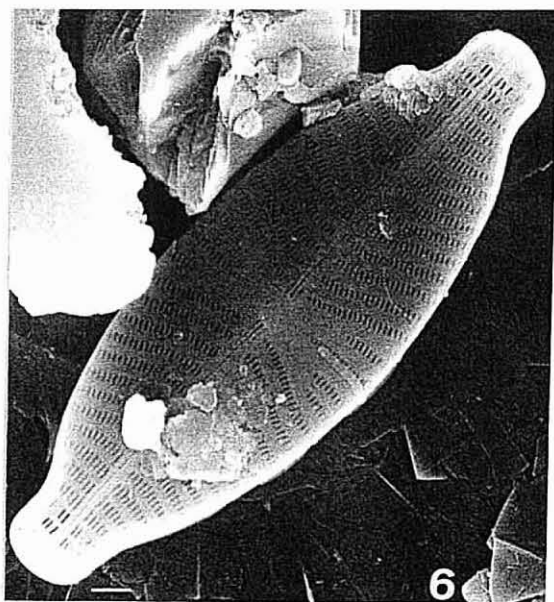
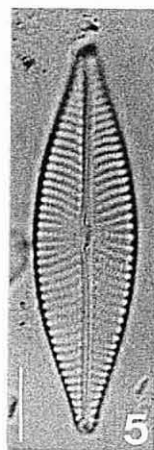
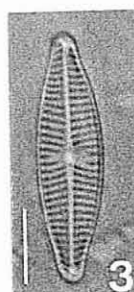
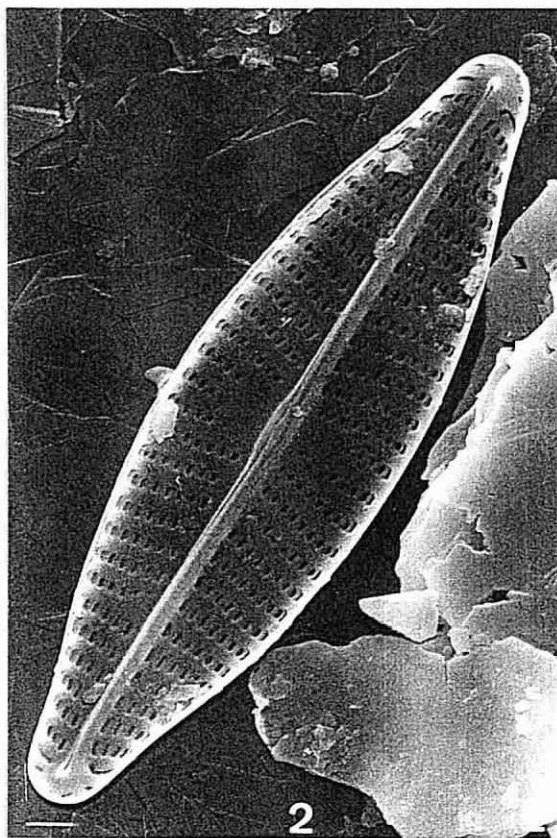
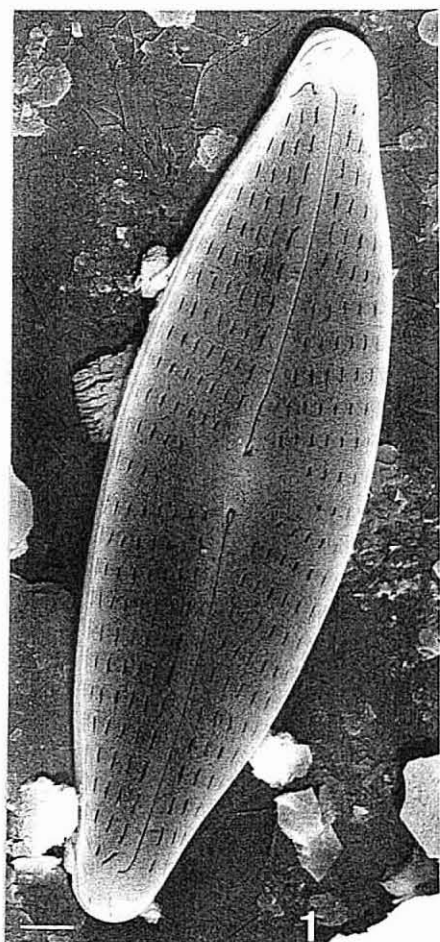
4. Vista valvar externa.

6. e 7. NDEC - *Navicula decussis* Østrup.

6. Vista valvar externa.

8. e 9. NSBM - *Navicula subminuscule* Manguin.

8. Vista valvar externa.



ESTAMPA 8.3.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas mais mineralizadas.

MEV (1, 4 e 8). Escala 10µm - 4. Escala 1µm - 1, 8.

MO (2, 3, 5, 6, 7, 9 e 10). Escala 10µm.

1. e 2. APED - *Amphora pediculus* (Kützing) Grunow.

3. BPAR - *Bacillaria paradoxa* Gmelin.

4. e 5. NIHU - *Nitzschia hungarica* Grunow.

4. Vista valvar externa.

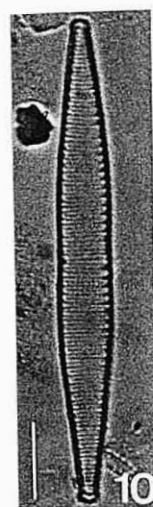
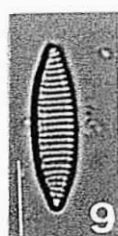
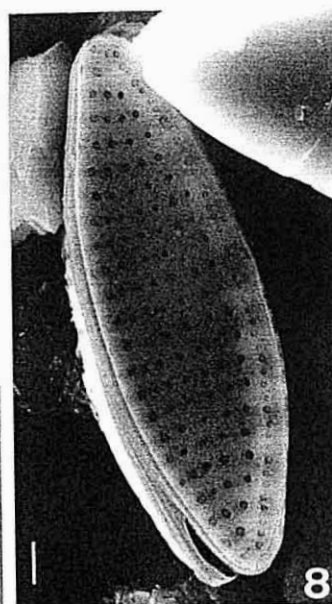
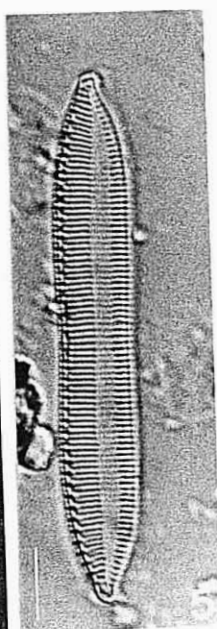
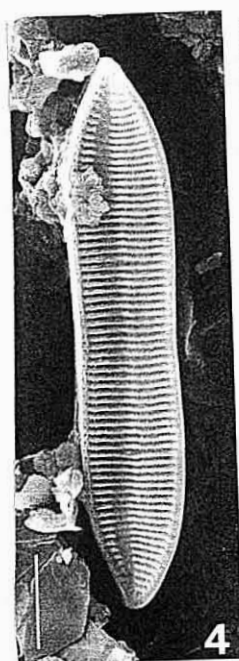
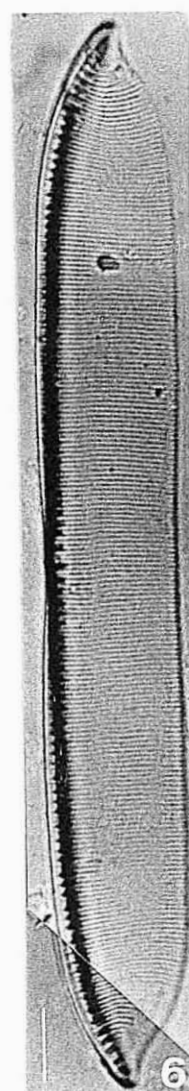
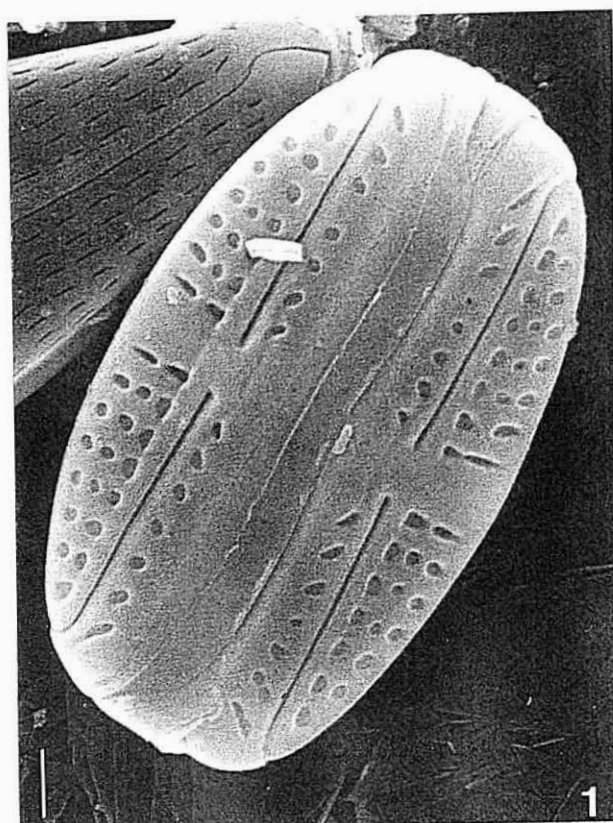
6. NDUB - *Nitzschia dubia* W. Smith.

7. NLIN - *Nitzschia linearis* (Agardh) W. Smith.

8. e 9. NAMP - *Nitzschia amphibia* Grunow.

8. Vista valvar externa.

10. NCPL - *Nitzschia capitellata* Hustedt.



ESTAMPA 8.4.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas mais mineralizadas.

MEV (6). Escala 10µm.

MO (1, 2, 3, 4, 5 e 7). Escala 10µm - 1, 2, 4, 5, 7. Escala 100µm - 3.

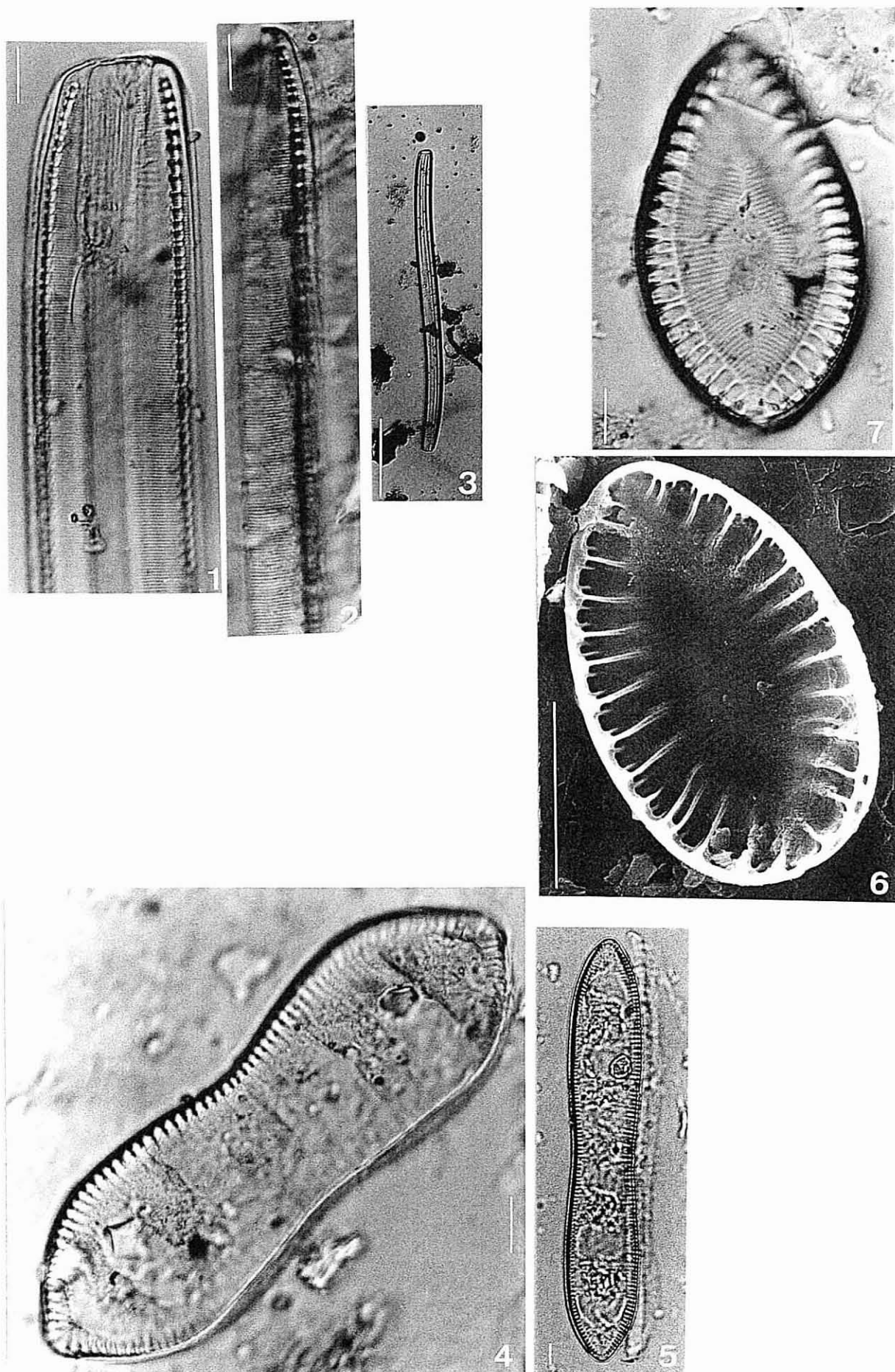
1. a 3. NSIO - *Nitzschia sigmoidea* (Nitzsch) W. Smith.

1. Porção da vista conectiva; 2. Porção da vista valvar; 3. Valva completa.

4. e 5. CSOL - *Cymatopleura solea* (Brébisson) W. Smith.

6. e 7. SOVI - *Surirella ovalis* Brébisson.

6. Vista valvar interna.



ESTAMPA 8.5.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas menos mineralizadas.

MEV (3, 4, 5, 8, 10, 12, 13 e 15). Escala 10µm - 3, 4, 5, 8, 10, 12, 13. Escala 1µm - 15.

MO (1, 2, 6, 7, 9, 11, 14 e 16). Escala 10µm.

1. e 2. TFEN - *Tabellaria fenestrata* (Lyngbye) Kützing.

3. e 4. TFLO - *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing.

3. Vista valvar interna; 4. Vista valvar externa.

5. e 6. DMES - *Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing.

5. Vista valvar e conectiva.

7. MCIR - *Meridion circulare* (Greville) Agardh.

8. e 9. FARC - *Fragilaria arcus* (Nitzsch) Lange-Bertalot.

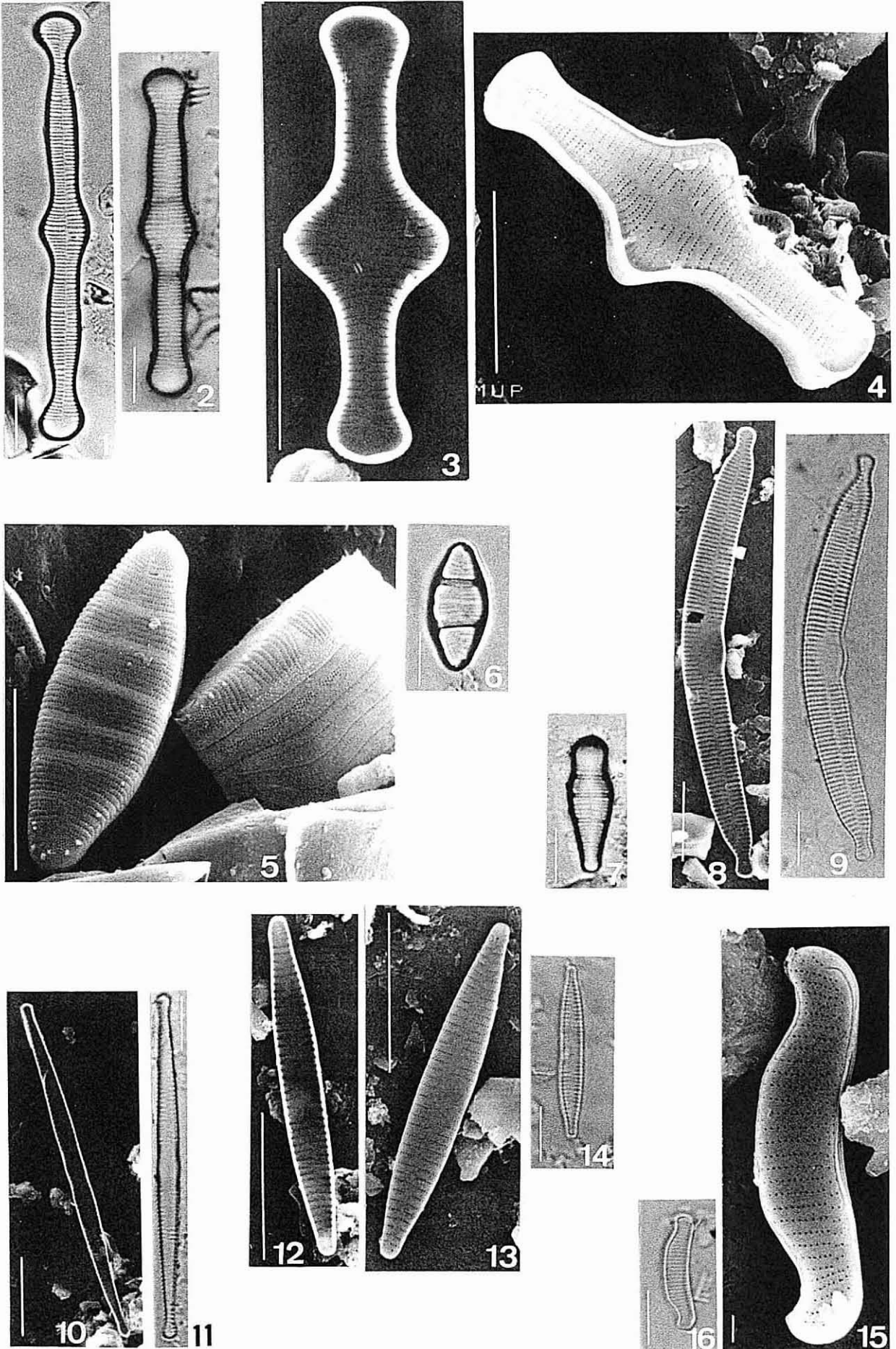
10. e 11. FCRO - *Fragilaria crotonensis* Kitton.

12. a 14. FCGR - *Fragilaria capucina* Desmazières var. *gracilis* (Östrup) Hustedt.

12. Vista valvar interna; 13. Vista valvar externa.

15. e 16. EEXI - *Eunotia exigua* (Brébisson) Rabenhorst.

15. Vista valvar externa.



ESTAMPA 8.6.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas menos mineralizadas.

MEV (1, 3, 5, 7, 9 e 11). Escala 1µm.

MO (2, 4, 6, 8, 10, 12 e 13). Escala 10µm.

1. e 2. AMAR - *Achnanthes marginulata* Grunow.

1. Vista externa da epivalva; 2. Hipovalva.

3. a 6. ASAT - *Achnanthes subatomoides* (Hustedt) Lange-Bertalot & Archibald.

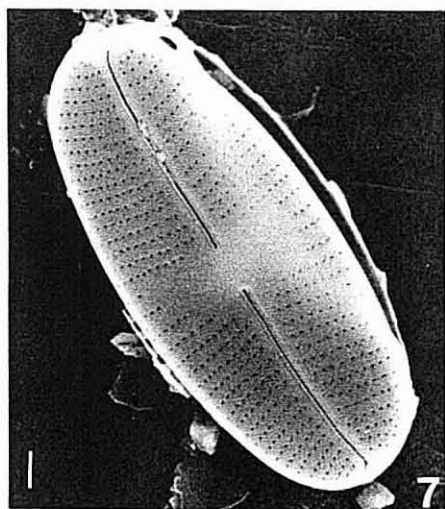
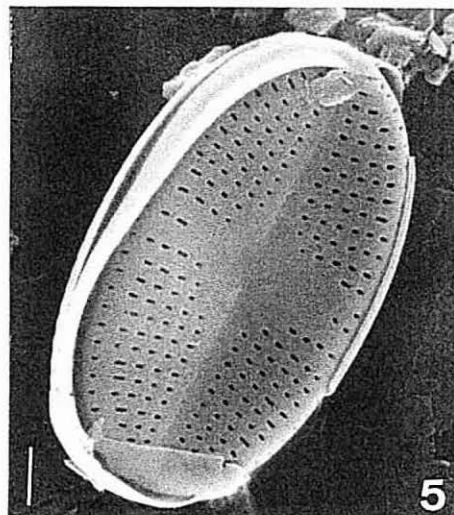
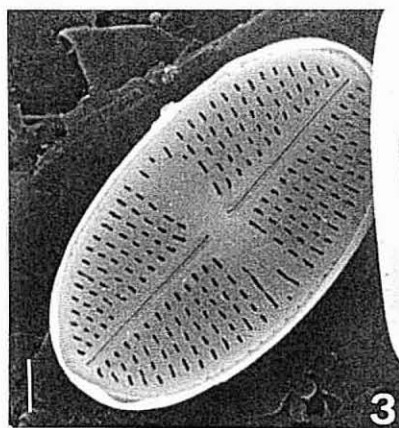
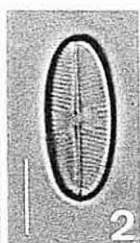
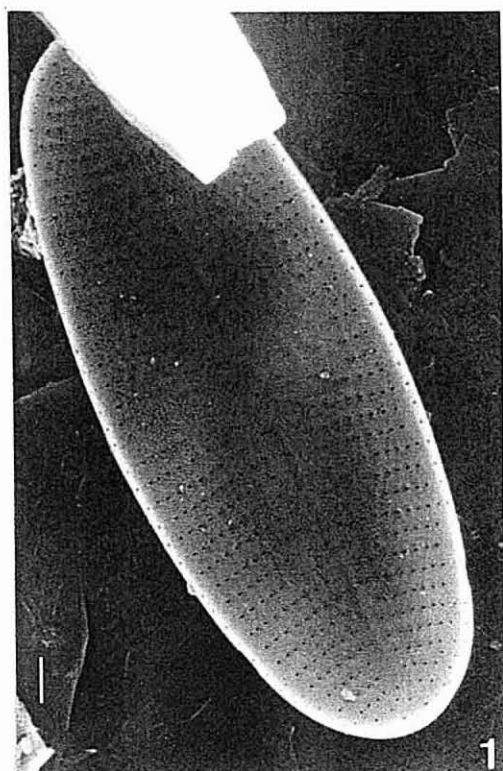
3. e 4. Hipovalva; 5. e 6. Epivalva.

7. a 10. AOBG - *Achnanthes oblongella* Østrup.

7. e 8. Hipovalva; 9. e 10. Epivalva.

11. a 13. ADAU - *Achnanthes dauui* Foged.

11. e 12 Hipovalva; 13, Epivalva.



12

13

11

ESTAMPA 8.7.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas menos mineralizadas.

MEV (1, 3, 4, 6 e 8). Escala 10µm - 1, 4, 8. Escala 5µm - 6. Escala 1µm - 3.

MO (2, 5, 7 e 9). Escala 10µm.

1. e 2. NAAN - *Navicula angusta* Grunow.

1. NAAN e NHMS: vistas valvares externas.

3. a 5. NHMS - *Navicula heimansii* Van Dam & Kooyman.

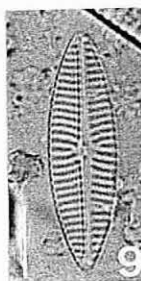
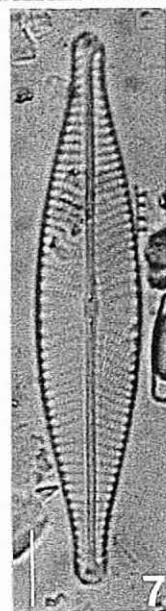
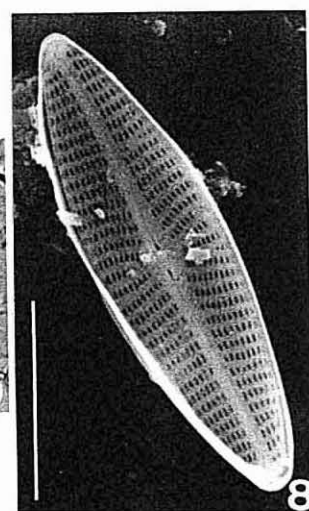
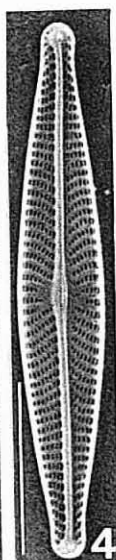
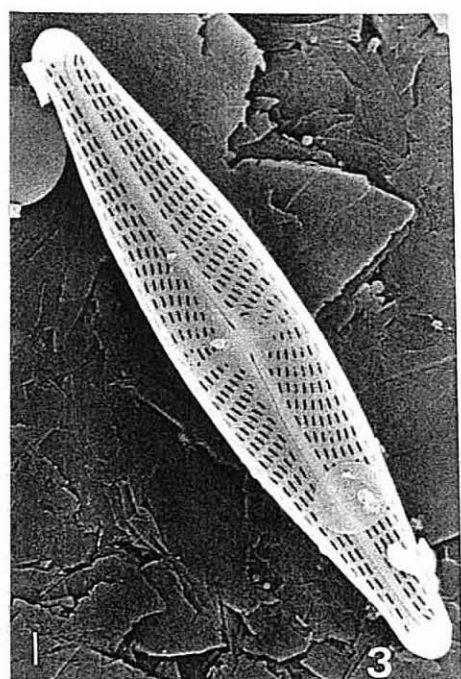
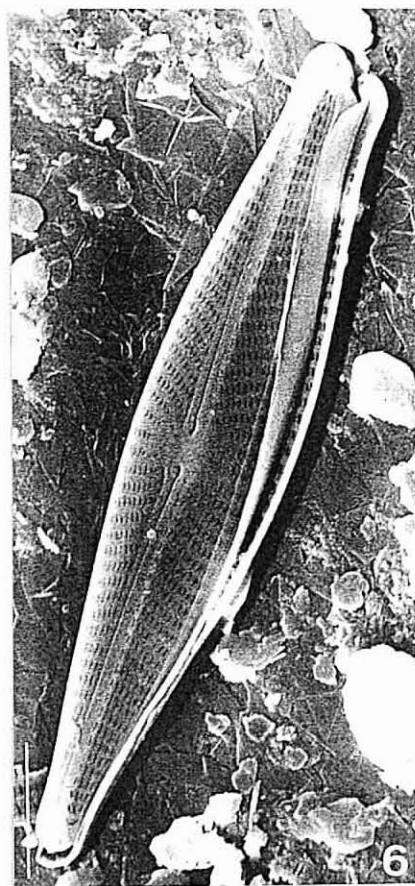
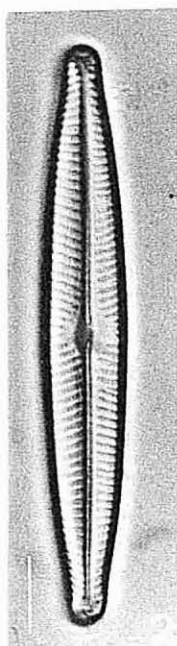
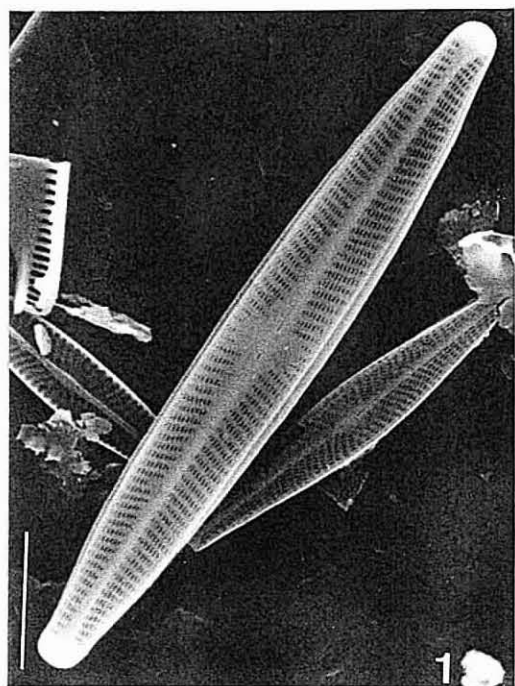
3. Vista valvar externa; 4. Vista valvar interna.

6. e 7. NRHY - *Navicula rhyncocephala* Kützing.

6. Vista valvar externa.

8. e 9. NSTK - *Navicula stankovicii* Hustedt.

8. Vista valvar externa.



ESTAMPA 8.8.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas menos mineralizadas.

MEV (1, 4, 7, 8, 9 e 10). Escala 10µm - 1, 8, 9, 10. Escala 1µm - 4, 7.

MO (2, 3, 5, 6 e 11). Escala 10µm.

1. e 2. PSCA - *Pinnularia subcapitata* Gregory.

1. Vista valvar externa.

3. CNAV - *Cymbella naviculiformis* Auerswald.

4. e 5. CGRA - *Cymbella gracilis* (Ehrenberg) Kützing.

4. Vista valvar externa.

6. GCLE - *Gomphoneis clevei* (Fricke) Gil.

7. NEDT - *Nitzschia epithemioides* Grunow var. *disputata* (Carter) Lange-Bertalot.

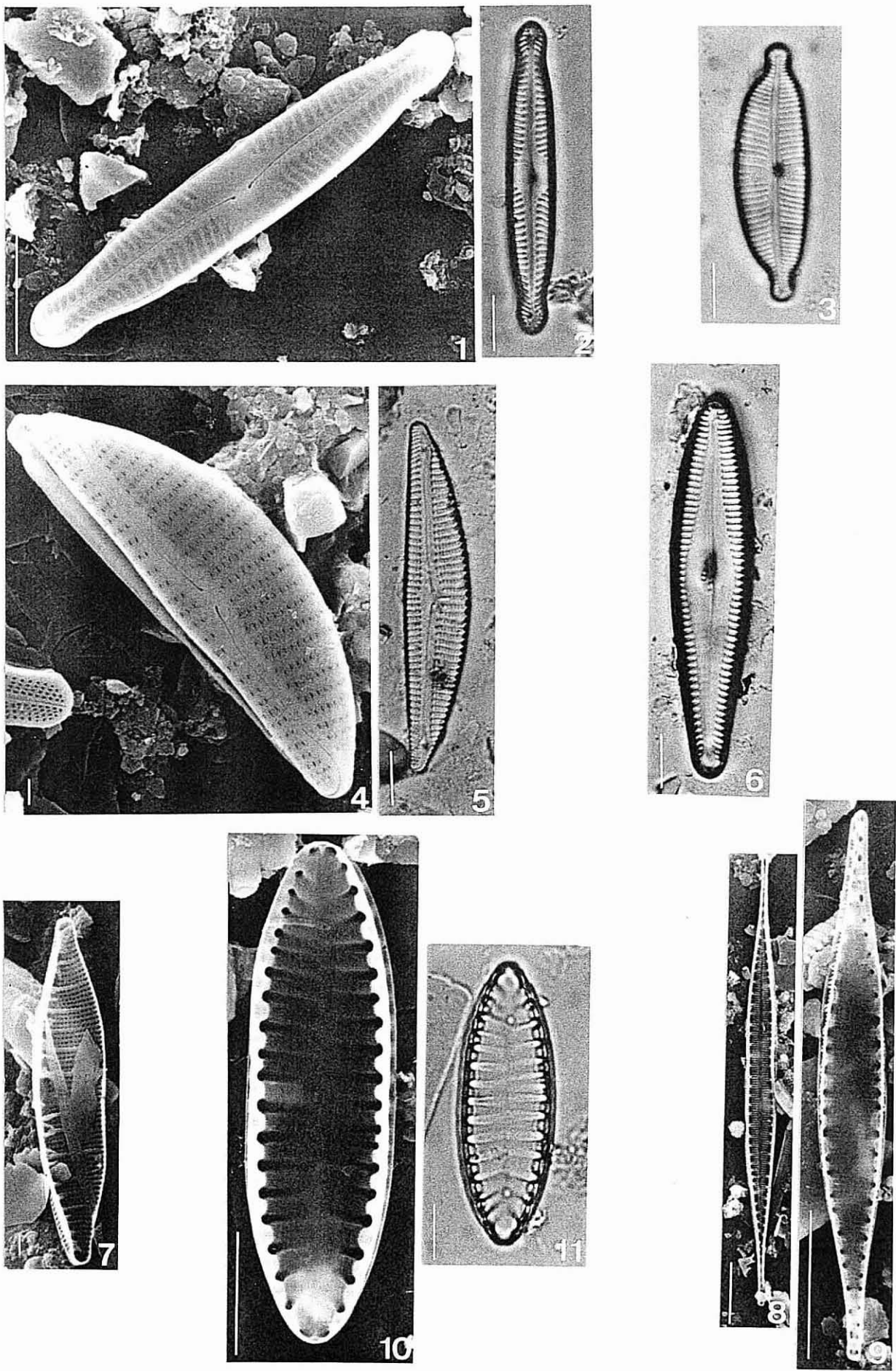
Vista valvar interna.

8. e 9. STDE - *Stenopterobia delicatissima* (Lewis) Brébisson ex Van Heurck.

Vistas valvares internas.

10. e 11. SLIN - *Surirella linearis* W. Smith.

10. Vista valvar interna.



ESTAMPA 8.9.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas com maiores concentrações de matéria orgânica.

MEV (1, 2, 3, 4 e 5). Escala 10 μ m - 1, 2. Escala 1,5 μ m - 3, 4. Escala 1 μ m - 5.

MO (6 e 7). Escala 10 μ m.

1. e 2. TWEI - *Thalassiosira weisflogii* (Grunow) Fryxell & Hasle.

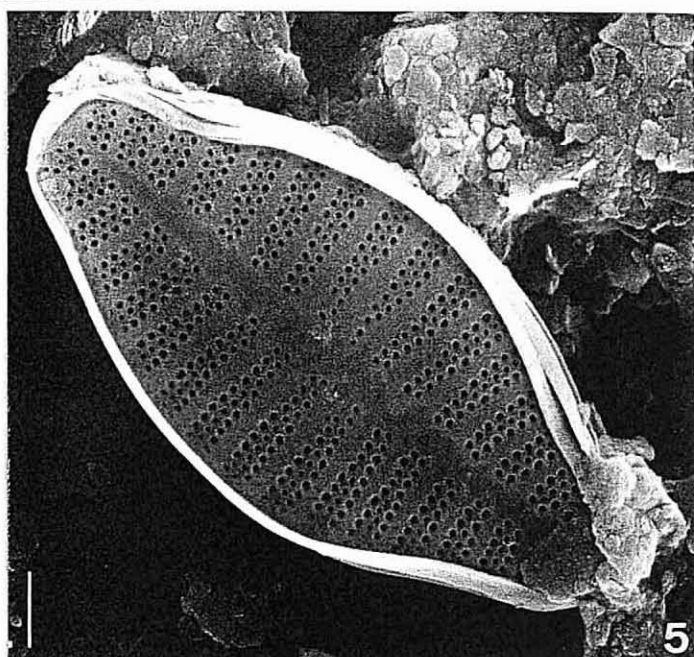
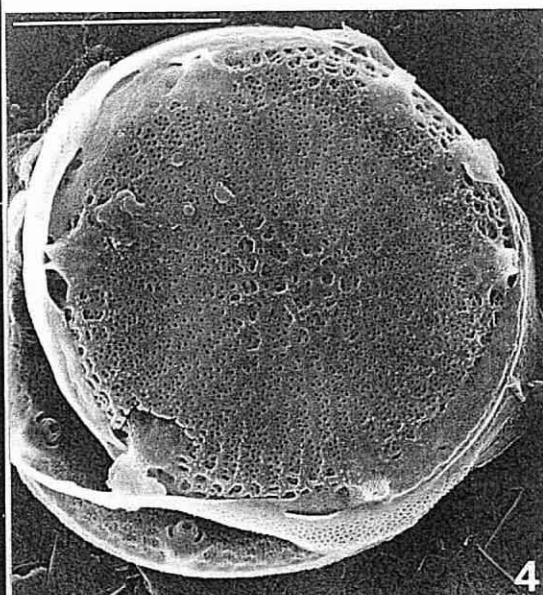
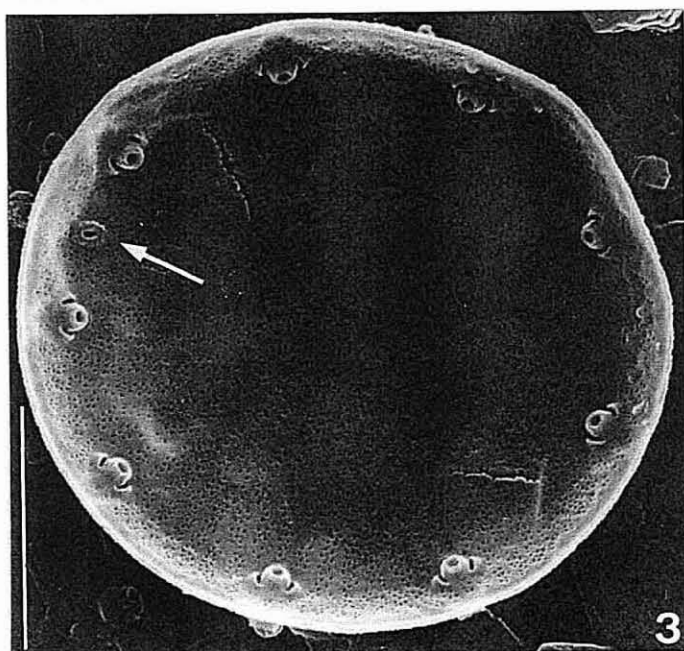
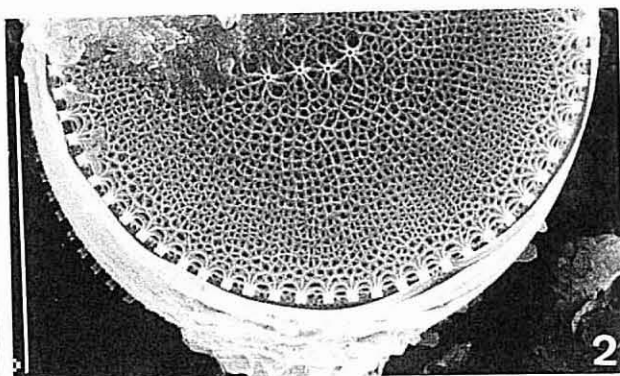
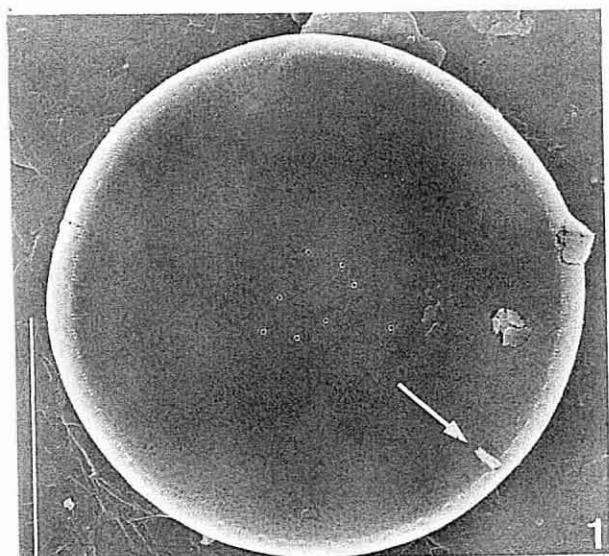
1. Vista valvar interna. São visíveis numerosos fultoportulae quer em posição central, quer no bordo da valva. Com uma seta indica-se o único rimoportula existente.
2. Vista valvar externa.

3. e 4. TPSN - *Thalassiosira pseudonana* Hassall & Heimdal.

3. Vista valvar interna. Presença de um único rimoportula (seta).
4. Vista valvar externa.

5. a 7. ADEL - *Achnanthes delicatula* (Kützing) Grunow.

5. e 6. Epivalva; 7. Hipovalva.



ESTAMPA 8.10.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas com maiores concentrações de matéria orgânica.

MEV (1, 3, 6 e 10). Escala 10µm - 1, 3, 10. Escala 1µm - 6.

MO (2, 4, 5, 7, 8, 9, 11, 12, 13 e 14). Escala 10µm.

1. e 2. NSHR - *Navicula shroeterii* Meister.

1. Vista valvar externa.

3. e 4. NCHU - *Navicula capitata* Ehrenberg var. *hungarica* (Grunow) Ross.

3. Vista valvar externa.

5. NMMU - *Navicula minuscula* Grunow var. *muralis* (Grunow) Lange-Bertalot.

6. a 8. NCON - *Navicula contenta* Grunow.

6. Vista valvar externa; 8. Vista conectiva.

9. SAGR - *Stauroneis anceps* Ehrenberg f. *gracilis* Rabenhorst.

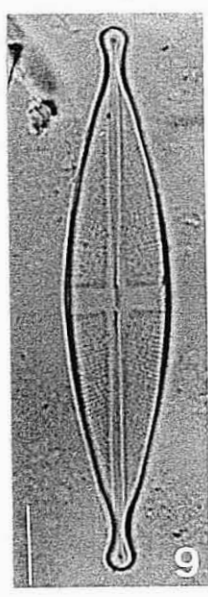
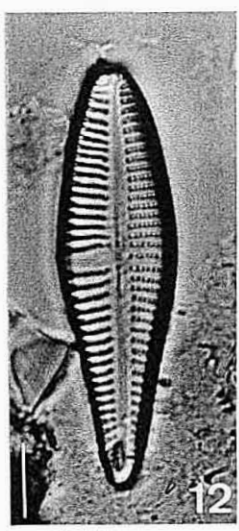
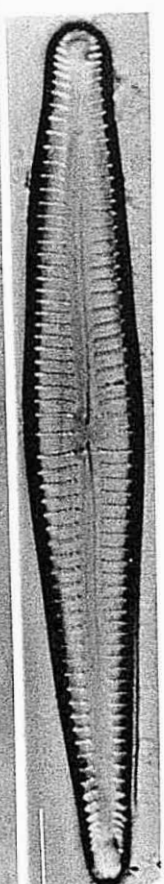
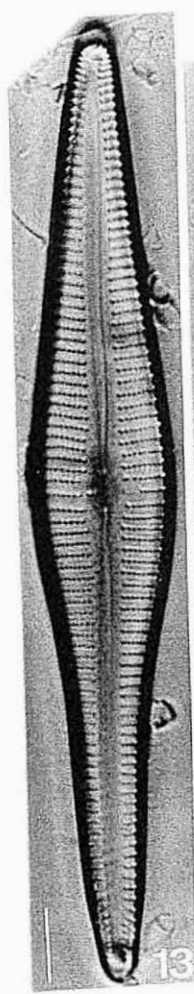
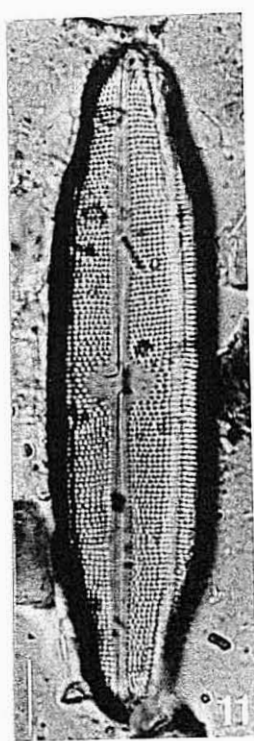
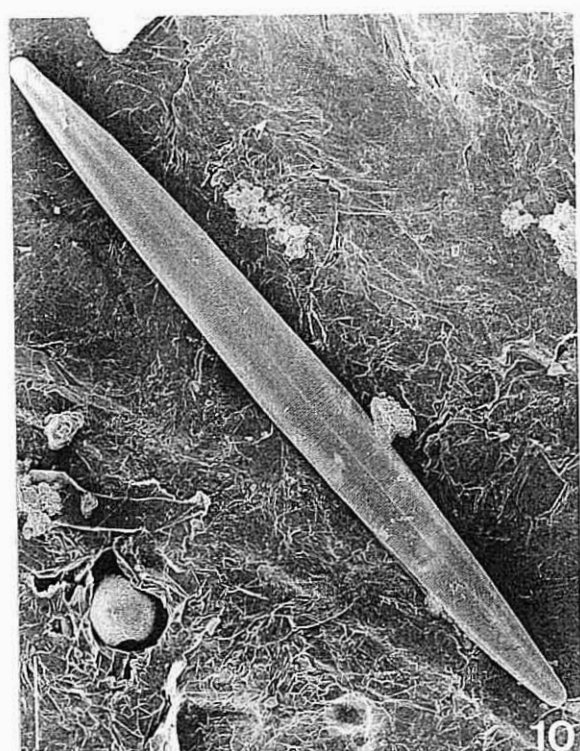
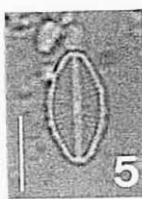
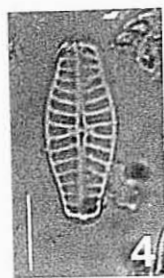
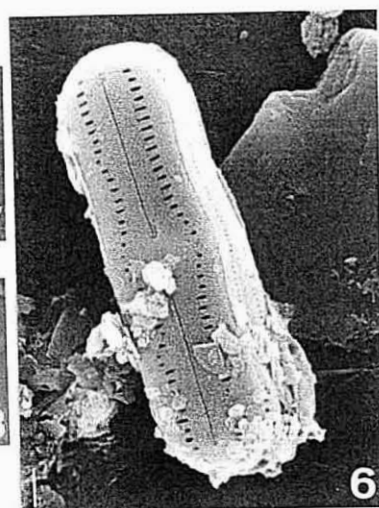
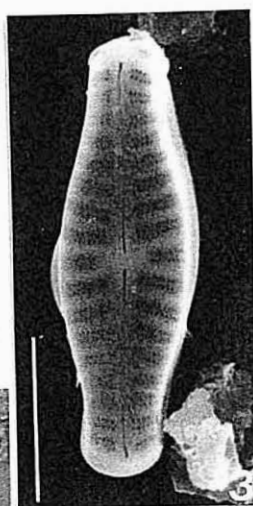
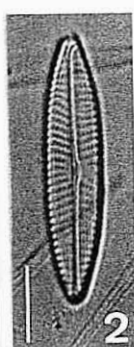
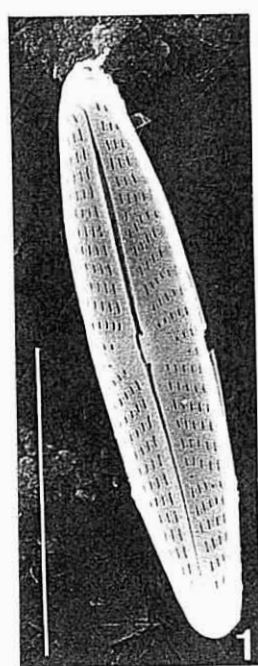
10. APEL - *Amphipleura pellucida* (Kützing) Kützing.

Vista valvar externa.

11. NEAF - *Neidium affine* (Ehrenberg) Pfitzer.

12. GAFF - *Gomphonema affine* Kützing.

13. e 14. GANT - *Gomphonema angustum* Agardh.



ESTAMPA 8.11.

Microfotografias de taxa que preferenciam águas com maiores concentrações de matéria orgânica.

MEV (2, 3, 4, 5, 10 e 11). Escala 10µm - 2, 4, 5, 10, 11. Escala 2µm - 3.

MO (1, 6, 7, 8 e 9). Escala 10µm.

1. PINT - *Pinnularia interrupta* W. Smith.

2. e 3. NNAN - *Nitzschia nana* Grunow.

2. Vista valvar externa; 3. Pormenor da parte central da valva.

4. e 5. NCLA - *Nitzschia clausii* Hantzsch.

4. Vista valvar externa; 5. Vista valvar interna.

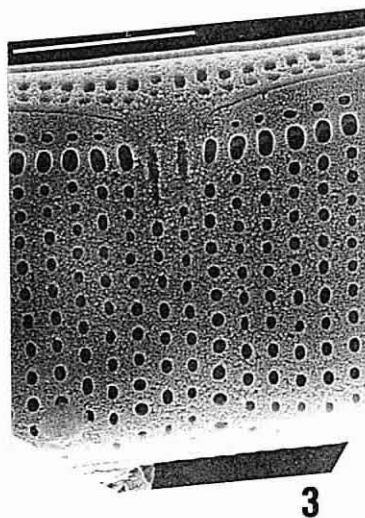
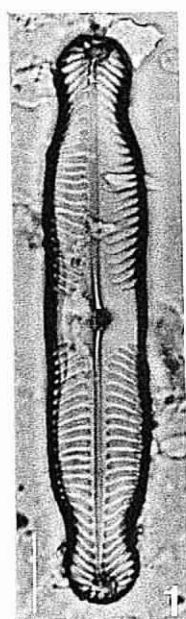
6. e 7. NIFR - *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow).

8. NISU - *Nitzschia subtilis* Grunow.

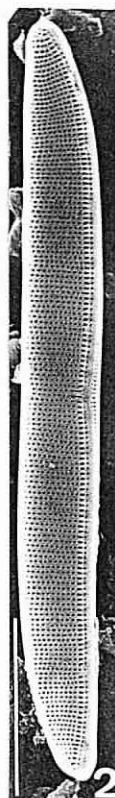
9. NREV - *Nitzschia reversa* W. Smith.

10. e 11. NISP - *Nitzschia* sp.

10. Vista valvar externa; 11. Vista valvar interna.



3



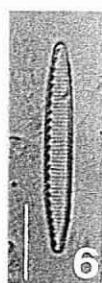
2



4



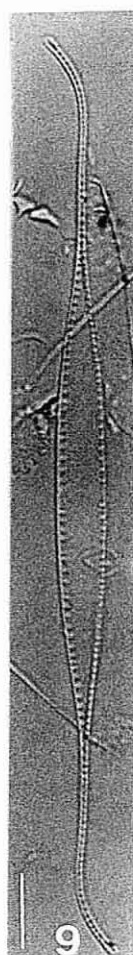
5



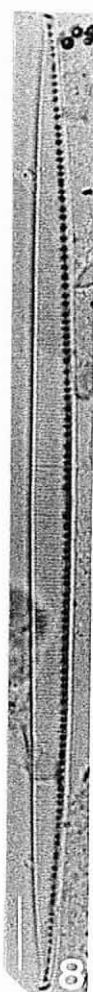
6



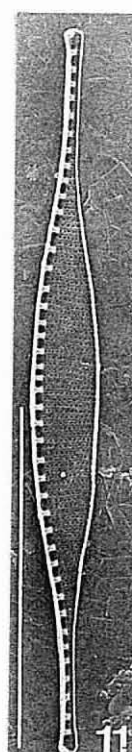
7



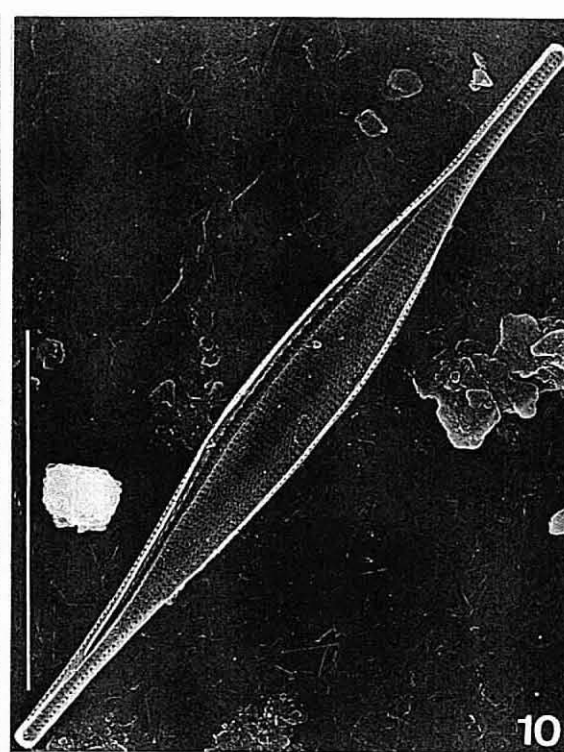
9



8



11



10

**CAPÍTULO 9. ESTUDO COMPARATIVO DAS
CARACTERÍSTICAS ECOLÓGICAS DE ALGUNS TAXA
DE DIATOMÁCEAS**

9.1. INTRODUÇÃO

O estudo interpretativo dos dados diatomológicos (Capítulo 5), e a análise matemática multivariada das diatomáceas (Capítulo 7), permitiu tirar conclusões semelhantes no que respeita aos agrupamentos de taxa e às suas preferências ecológicas.

Quando se comparou a qualidade da água definida pelos parâmetros físico-químicos (Capítulo 2) com a qualidade avaliada pelos índices bióticos (Capítulo 6) foi possível concluir, que apesar de algumas discordâncias, os dois métodos apontavam para resultados semelhantes. Algumas das discrepâncias assinaladas poderão ser devidas, e como já foi referido, a diferenças de comportamento ecológico das mesmas espécies em meios diferentes. As valências sapróbicas (s) e valores indicadores (v) referidos para os índices bióticos utilizados foram estabelecidos com base em estudos efectuados, sobretudo, no Norte e Centro da Europa. O estudo, agora desenvolvido para Portugal, permite validar ou reavaliar os valores de s e v para alguns taxa, no sentido de tornar cada vez mais adequados os métodos biológicos para determinação da qualidade da água no nosso país.

A interpretação dos resultados obtidos pelo estudo qualito-quantitativo conjugado com a análise multivariada das diatomáceas não permitiu evidenciar a forte poluição orgânica, sobretudo, por matéria orgânica biodegradável (CBO_5), nas estações do rio Antuã (1.e 2) e no rio Caima em Barbeito (14). Este tipo de poluição foi detectada conjuntamente pelas análises físico-químicas (Capítulo 2) e pelos índices bióticos (Capítulo 6).

Na análise multivariada o parâmetro físico-químico (CBO_5) não mostrou ser muito importante para a explicação da dispersão dos taxa, nas dezoito estações de amostragem. Essa dispersão foi, sobretudo, influenciada pelo grau de mineralização e pela carga orgânica do meio aquático, sob a forma de CQO.

Com o objectivo de esclarecer todas as situações atrás referidas julgou-se conveniente estudar comparativamente o comportamento ecológico de alguns dos taxa com maior importância nas águas continentais portuguesas e nas águas interiores de outros países europeus.

9.2. METODOLOGIA

A determinação das preferências ecológicas manifestadas pelo conjunto das diatomáceas que foram destacadas pela análise multivariada (ACC), mostrou que alguns dos taxa não apresentavam o mesmo comportamento ecológico que anteriormente para eles tinha sido determinado, quando provenientes de formações aquáticas localizadas noutras áreas geográficas. Deste modo, os valores óptimos calculados para os principais parâmetros ambientais nem sempre indicaram as mesmas preferências ecológicas que a atribuição das valências sapróbicas e dos valores indicadores, pelos diferentes autores proponentes dos índices bióticos aplicados, fazia prever. Por tal motivo, julgou-se adequado proceder a uma reavaliação das valências sapróbicas e dos valores indicadores, no sentido de os adequar melhor aos taxa que predominam nas águas continentais portuguesas.

Comparou-se, então, os valores óptimos (u_k) de um conjunto de parâmetros físico-químicos bem definido e discriminado pelo agrupamento dos taxa, com as valências sapróbicas (s) e os valores indicadores (v) tabelados pelos diferentes índices bióticos usados.

9.3. RESULTADOS

9.3.1. Comparação entre as valências sapróbicas atribuídas pelos índices bióticos utilizados e as características ecológicas que ressaltaram da análise multivariada (ACC) para alguns taxa

Nas Tabelas 9.1 a 9.6, são referidos os taxa destacados pela ACC e para a maior parte deles estão mencionadas as respectivas valências sapróbicas (s) e os valores indicadores (v) atribuídos pelos autores dos índices IPS, IdC, ILM e SLA e os grupos (G1 - G8) ou subgrupos (SG1 - SG4) do índice CEC em que esses taxa estão incluídos, bem como os locais onde mais frequentemente foram recolhidos. Os valores de s, v, G e SG registados nas tabelas foram transcritos da listagem apresentada por COSTE (1992) e utilizada pelo programa de computador CO.CA.IN..

A Tabela 9.1, refere vinte taxa que mostraram nítida preferência por águas fortemente mineralizadas, com pH neutro ou ligeiramente alcalino. De uma forma geral, a análise da tabela mostra valências sapróbicas correspondentes a taxa com relativa resistência à poluição (s varia de 1 a 4 para os índices IPS e IdC), com afinidade para a matéria orgânica (s varia de 1,0 a 4,0 para os índices ILM e SLA) e pertencentes a cursos de água com mineralização relativamente forte (predominam os SG2 a SG4 para o índice CEC). As valências sapróbicas atribuídas pelos diferentes índices aos taxa em causa estão, de um modo geral, em concordância com as preferências ecológicas evidenciadas pelo estudo dos valores óptimos (Capítulo 8). Assim a espécie NACO, uma espécie muito resistente à poluição mista (s=1, G=8) e boa indicadora (v=3 ou v=4), mostrou preferir águas onde a condutividade atingiu o valor óptimo mais elevado ($815 \mu\text{mhoscm}^{-1}$), um pH relativamente alcalino de 7,5 e uma concentração de bicarbonatos bastante elevada ($246,7 \text{ mg l}^{-1}$). Também a espécie AHUN citada no índice IPS como boa indicadora (v=3) e resistente à poluição mista (s=2), apresentou valores óptimos de

condutividade ($714 \mu\text{mhoscm}^{-1}$), de pH (7,3) e de HCO_3^- ($202,0 \text{ mg l}^{-1}$) bastante elevados. Não citados por qualquer dos índices devem destacar-se os taxa FBRV, NAQA e NHPI. Todos eles revelam preferência por meios fortemente mineralizados (condutividade: FBRV - $565 \mu\text{mhoscm}^{-1}$; NAQA - $629 \mu\text{mhoscm}^{-1}$; NHPI - $618 \mu\text{mhoscm}^{-1}$), pH aproximadamente neutro ou ligeiramente alcalino (FBRV - 7,3; NAQA - 7,2; NHPI - 6,8) e uma alcalinidade relativamente forte (HCO_3^- : FBRV - $162,6 \text{ mg l}^{-1}$; NAQA - $162,3 \text{ mg l}^{-1}$; NHPI - $155,5 \text{ mg l}^{-1}$).

A algumas espécies (APED, CSOL, NCAP, NDEC e NTRV) os índices atribuem, em geral, grande sensibilidade à poluição o que não está em total concordância com a informação proveniente do estudo das preferências ecológicas (u_k) e com os resultados da análise multivariada (ACC). Assim, à espécie APED todos os índices bióticos atribuem grande sensibilidade à poluição, enquanto que às espécies CSOL e NCAP só os índices diatomológicos IPS e IdC as referem como sensíveis à poluição; o índice CEC coloca CSOL nas zonas médias dos cursos de água alcalinos o que parece mais concordante com os resultados deste estudo. NDEC, de acordo com o índice IPS, apresenta uma valência sapróbica muito elevada (sensível à poluição), enquanto que, segundo o índice CEC a espécie está representada na zonas médias - inferiores dos cursos de água, caracterização ecológica que condiz melhor com os resultados deste estudo. Finalmente à espécie NTRV que é considerada muito sensível à poluição pelo índice IdC, são atribuídos pelos índices IPS, CEC e ILM valores de s , v e SG muito mais realistas tendo em atenção os resultados dos valores óptimos (u_k) calculados.

Tabela 9.1. Valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), para os taxa que na análise multivariada revelaram as preferências mais acentuadas por águas mineralizadas. Indicação dos locais onde os taxa foram quantificados.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA		Estações de amostragem
	s	v		s	v	s	v	s	v	
AHUN	2,0	3	-	-	-	2,5	3	2,5	3	2 a 5, 7, 10
APED	4,0	1	G2	5	2	4,0	1	1,4	1	3 a 5, 7, 10
BPAR	2,0	3	SG4	-	-	-	-	1,8	4	5, 7, 10
CSOL	4,0	2	SG2	4	2	3,0	1	2,3	2	3 a 10
FBRV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6, 7, 10
NACO	1,0	3	G8	1	3	1,0	4	3,3	4	3, 4
NAQA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4 a 8
NCAP	4,0	1	-	4	2	3,0	1	2,4	3	2 a 7, 10
NDEC	4,0	1	SG3	-	-	-	-	2,3	4	4, 5, 15
NHPI	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6 a 8
NLAN	3,0	1	G4	4	1	3,0	3	1,7	4	3 a 7
NSBM	2,0	1	G6	-	-	2,0	1	3,0	3	3 a 5
NTRV	2,0	3	SG4	5	3	2,5	4	-	-	3 a 7, 10, 12
NAMP	2,0	2	SG4	2	3	2,5	2	1,7	1	3 a 8, 10
NCPL	1,0	3	G8	-	-	2,0	2	2,5	3	3 a 10, 12
NDUB	2,0	3	SG4	-	-	3,0	2	2,5	3	3 a 8
NIHU	2,2	2	G5	-	-	2,5	3	2,6	3	3 a 5, 7 a 10
NLIN	3,0	2	SG3	4	2	3,5	1	1,3	1	3 a 10
NSIO	3,0	2	SG3	5	3	3,0	1	2,5	3	3 a 5, 10
SOVI	2,0	2	SG4	2	1	-	-	-	-	3 a 7

Na Tabela 9.2. estão referidos vinte e três taxa que, de acordo com as preferências ecológicas evidenciadas pela ACC, mostraram nítidas preferências por águas menos mineralizadas, e que segundo os índices IPS e IdC são sensíveis à poluição e têm pequena afinidade para a matéria orgânica (índices ILM e SLA). De todos os taxa incluídos nesta tabela apenas FCGR não é citado por qualquer dos índices, mas para ele se determinou que prefere águas com valores ótimos de condutividade de cerca de $208 \mu\text{mhoscm}^{-1}$, uma concentração de bicarbonatos de $43,5 \text{ mg l}^{-1}$ e um pH de 6,5.

Para os restantes taxa, à excepção de CNAV, NRHY e TFEN, está implicitamente definido pela atribuição dos respectivos valores de s, v, G ou SG um comportamento ecológico perfeitamente concordante com as preferências ecológicas por eles manifestadas.

Contudo, a espécie CNAV é referida pelo índice IPS e IdC como boa indicadora ($v=3$), mas de acordo com o índice IPS é tabelada como espécie tolerante ($s=3,0$), enquanto que no índice IdC é apontada como uma espécie sensível à poluição ($s=5$). Segundo o índice CEC é uma espécie que preferencia águas relativamente pouco mineralizadas dos cursos médios - superiores dos rios (SG2). O cálculo dos valores óptimos de condutividade ($72 \mu\text{mhoscm}^{-1}$), de pH (6,2) e de bicarbonatos ($8,3 \text{ mg l}^{-1}$) mostram que esta espécie prefere águas com baixa mineralização e ligeiramente ácidas.

A espécie NRHY é considerada sensível à poluição ($s=4$) e média a boa indicadora pelos índices IdC ($v=2$) e IPS ($v=3$), mas de acordo com os índices ILM e SLA é definida respectivamente, como má e como média indicadora ($v=1$ e $v=4$), e ainda como relativamente tolerante às poluições de origem orgânica ($s=3,5$ e $s=2,7$). O índice CEC propõe a sua integração no SG1 referenciando a sua distribuição aos cursos superiores dos rios. Reconhecendo-se a sua capacidade de dispersão esta espécie, mostrou preferir águas com condutividades ($216 \mu\text{mhoscm}^{-1}$) e alcalinidades ($\text{HCO}_3^- - 40,4 \text{ mg l}^{-1}$) relativamente elevadas, com pH ligeiramente ácido (6,5) e com concentrações de CQO_{Mn} de $3,8 \text{ mg l}^{-1}$ e de CQO_{Cr} de 27 mg l^{-1} .

Pelas razões expostas, pode dizer-se que a valência sapróbica atribuída pelo índice IPS a CNAV parece estar pouco adequada e que a valência sapróbica definida pelo índice SLA para NRHY parece ser a mais apropriada.

A espécie TFEN, apenas considerada pelos índices IPS e SLA, é atribuído um valor indicador médio ($v=2$ e $v=3$) mas grande sensibilidade à poluição mista e orgânica ($s=5,0$ e $s=0,5$). Todavia, esta espécie apresentou nítida preferência por águas com baixo pH (6,0) e concentrações de matéria orgânica maiores do que as concentrações referidas para os taxa que preferenciam baixas concentrações de matéria orgânica e para ela foram determinados valores

óptimos relativamente elevados para a mineralização (condutividade de $262 \mu\text{mhoscm}^{-1}$) e alcalinidade (HCO_3^- de $34,9 \text{ mg l}^{-1}$).

Tabela 9.2. Valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), para os taxa que na análise multivariada revelaram as preferências mais acentuadas por águas menos mineralizadas. Indicação dos locais onde os taxa foram quantificados.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA		Estações de amostragem
	s	v		s	v	s	v	s	v	
ADAU	4,8	2	-	-	-	-	-	-	-	15
AMAR	5,0	2	SG2	-	-	-	-	-	-	13,14
AOBG	4,0	2	SG3	-	-	-	-	-	-	2, 6 a 8, 11 a 15, 18
ASAT	4,0	1	SG1	-	-	-	-	-	-	1, 4, 11 a 15
CGRA	5,0	2	SG1	5	3	-	-	0,3	4	11 a 16, 18
CNAV	3,0	3	SG2	5	3	4,0	4	0,8	3	12, 13
DMES	5,0	3	SG1	5	3	4,5	3	0,2	4	11 a 15
EEXI	5,0	2	SG1	5	3	4,5	4	0,4	3	10 a 15
FARC	5,0	2	G1	4	3	-	-	0,3	4	11 a 13, 15
FCGR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 a 5, 10 a 15, 17, 18
FCRO	4,0	1	SG2	-	-	-	-	1,4	2	10, 15, 16, 18
GCLE	5,0	3	SG1	-	-	-	-	0,3	4	10 a 16
MCIR	5,0	2	G1	5	2	4,0	3	0,8	3	1, 8, 11 a 15
NAAN	5,0	3	-	-	-	-	-	-	-	8, 10 a 14
NHMS	5,0	2	-	-	-	-	-	-	-	10 a 16, 18
NRHY	4,0	3	SG1	4	2	3,5	1	2,7	4	1, 2, 9 a 15, 17, 18
NSTK	5,0	1	-	-	-	-	-	-	-	15
NEDT	4,0	3	-	-	-	-	-	-	-	11, 12, 15
PSCA	5,0	2	SG2	5	2	-	-	0,6	2	1, 2, 8, 9, 11 a 17
STDE	5,0	3	-	-	-	-	-	0,5	3	11, 12
SLIN	5,0	2	SG1	5	3	4,0	2	1,5	3	1, 2, 10 a 15, 18
TFEN	5,0	2	-	-	-	-	-	0,5	3	15 a 18
TFLO	5,0	1	-	5	3	4,0	1	0,6	3	10 a 12, 15, 16, 18

Para os catorze taxa referidos na Tabela 9.3., que revelaram preferência por águas com maiores concentrações de matéria orgânica, as valências sapróbicas são bastante mais variáveis do que as referidas nas anteriores Tabelas 9.1. e 9.2..

Deste conjunto devem considerar-se os taxa GANT, PINT, e SAGR a que o índice IPS atribui valências sapróbicas correspondentes a taxa muito sensíveis à poluição ($s=5,0$), em discordância com o meio donde foram recolhidos. Os valores óptimos relativamente à matéria orgânica calculados para estes taxa variaram de $8,1 \text{ mg l}^{-1}$ a $10,2 \text{ mg l}^{-1}$ para o CQO_{Mn} e de $46,4 \text{ mg l}^{-1}$ a $55,5 \text{ mg l}^{-1}$ para o CQO_{Cr} . Apesar disto, entende-se que a sua verdadeira origem deva ser referida a águas limpas com pequenas concentrações de matéria orgânica; talvez provenientes de escorrências que afloram a estes locais.

Os taxa que mostraram nítidas preferências por águas com as características em análise são, entre outros, NMMU, NSMO, NIFR, NREV e TWEL, cujos valores óptimos para a matéria orgânica variaram entre $6,3 \text{ mg l}^{-1}$ e $9,3 \text{ mg l}^{-1}$ para o CQO_{Mn} e entre $42,1 \text{ mg l}^{-1}$ e $55,9 \text{ mg l}^{-1}$ para o CQO_{Cr} . O taxon NMMU, relativamente tolerante à poluição de acordo com o índice CEC (G6) e com o índice IPS ($s=2,0$), é um mau indicador ($v=1$) segundo este último índice, mas um indicador de valor médio segundo o índice SLA ($v=3$). A espécie NSMO é resistente à poluição de acordo com os índices CEC (G7) e IPS ($s=2,0$) mas apresenta um valor indicador médio de acordo com este último índice. A espécie NIFR que suporta mineralizações relativamente elevadas, de acordo com o índice CEC (SG4), é também resistente à poluição segundo os índices IPS ($s=2,0$) e ILM ($s=3,0$); os índices IdC ($s=4$) e SLA ($s=1,2$) atribuem-lhe características de espécie relativamente sensível à poluição. É dada como má indicadora de acordo com o índice IPS ($v=1$) e média indicadora segundo o índice IdC ($v=2$), ILM ($v=3$) e SLA ($v=3$). A espécie NREV é apenas tabelada no índice IPS onde é caracterizada como espécie resistente à poluição ($s=1,8$) e de médio valor indicador ($v=2$). A

espécie TWEI de valor indicador médio ($v=2$ e $v=4$), é também considerada relativamente resistente à poluição pelos índices IPS ($s=2,0$) e SLA ($s=2,4$).

Em conformidade com os valores óptimos determinados para estas taxa, verifica-se que preferenciam elevadas concentrações de matéria orgânica, de NH_4^+ , de Fe e de K^+ , o que está em concordância com as valências sapróbicas atribuídas.

Por fim deve referir-se que os valores indicadores atribuídos à espécie NEAF pelos índices IPS e ILM, caracterizando-a como boa e má indicadora respectivamente, são contraditórios. Sendo uma espécie com alguma capacidade de dispersão, o valor indicador atribuído pelo SLA parece ser o mais adequado.

A espécie NCON apresenta igualmente alguma capacidade de dispersão pelo que os valores indicadores atribuídos pelos índices IdC e ILM parecem pouco adequados.

Tabela 9.3. Valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), para os taxa que na análise multivariada revelaram as preferências mais acentuadas por águas com maiores concentrações de matéria orgânica (CQO). Indicação dos locais onde os taxa foram quantificados.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA		Estações de amostragem
	s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v	
ADEL	3,0	3	SG4	-	-	-	-	-	-	8
APEL	4,0	1	G2	5	2	4,0	1	1,4	1	7 a 9
GAFF	4,0	3	SG2	-	-	-	-	1,3	2	8
GANT	5,0	1	G1	4	2	4,0	2	0,8	3	17
NCHU	4,0	1	-	-	-	-	-	3,0	3,4	8, 9
NCON	4,0	1	-	5	3	4,5	3	-	-	8
NMMU	2,0	1	G6	-	-	-	-	3,2	3	8
NSHR	2,0	3	SG4	-	-	-	-	1,1	4	8
NSMO	2,0	2	G7	-	-	-	-	-	-	8, 9
NEAF	4,0	3	SG1	-	-	4,0	1,0	1,0	4	8, 9, 12
NCLA	2,0	3	SG4	-	-	-	-	2,5	3	8
NIFR	2,0	1	SG4	4	2	3,0	3	1,2	3	5, 6, 8, 9
NNAN	4,0	2	-	-	-	-	-	-	-	8 a 10, 16 a 18
NREV	1,8	2	-	-	-	-	-	-	-	8, 9
NISP	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8 a 10, 18
NISU	3,0	2	-	-	-	-	-	-	-	7 a 10, 17
PINT	5,0	2	-	-	-	4,0	4	1,0	4	9
SAGR	5,0	3	SG1	-	-	-	-	-	-	8, 9
TPSN	2,0	2	-	-	-	-	-	-	-	8, 9
TWEI	2,0	2	-	-	-	-	-	2,4	4	7 a 10

Os onze taxa que mostraram preferências por baixas concentrações de matéria orgânica são referidos na Tabela 9.4.

De um modo geral, estes taxa mostraram ser sensíveis à poluição orgânica e inorgânica de acordo com os índices aplicados neste estudo. É o caso da espécie CNAV referida como média a boa indicadora pelos índices ILM (v=4) e SLA (v=3) e como relativamente sensível à poluição orgânica (ILM - s=4,0 e SLA - s=0,8). O cálculo dos valores óptimos para a contaminação orgânica ($CQO_{Mn}=0,7 \text{ mg l}^{-1}$ e $CQO_{Cr}=7 \text{ mg l}^{-1}$) revelou também tratar-se de uma espécie com fraca afinidade para este tipo de poluição.

Deve, contudo, chamar-se a atenção para o comportamento ecológico apresentado pelo taxon FCGR, cuja caracterização taxonómica deve ser estudada com maior rigor em microscopia electrónica visto que nenhum dos índices o refere.

A análise crítica dos taxa incluídos nesta tabela mostra que FUOX é descrito por todos os índices como relativamente resistente quer à poluição orgânica, quer à mista ($2 < s < 3$ para IPS, IdC e ILM; SLA - $s=1,9$), e como preferindo meios relativamente mineralizados (CEC - SG3). Contudo, os valores óptimos calculados para a matéria orgânica incluem-no no grupo dos taxa sensíveis a este tipo de poluição e fazem admitir que ele apresente preferência por condutividades relativamente elevadas ($u_k = 234 \mu\text{mhscm}^{-1}$) e por concentrações elevadas de HCO_3^- ($u_k = 51,9 \text{ mg l}^{-1}$) facto que pode ser comprovado pela sua posição no gráfico de ordenação apresentado no Capítulo 7 (Figura 7.2. e 7.5.) o que poderá justificar as valências sapróbicas atribuídas pelos diferentes índices.

NACO é citada como eurióica e resistente à poluição mista (CEC - G8, IPS - $s=1,0$ e IdC - $s=1$) e como relativamente resistente à poluição orgânica (ILM - $s=1,0$ e SLA - $s=3,3$). De acordo com os índices IPS e IdC é uma espécie boa indicadora ($v=3$) mas os índices ILM e SLA dão-na como um indicador de valor médio ($v=4$).

A espécie NSBM apresenta um comportamento ecológico relativamente semelhante à espécie anteriormente caracterizada. Assim, e de acordo com o índice IPS e CEC pode suportar intensa poluição mista ($s=2,0$ e G6), sendo contudo, um mau indicador ($v=1$); os índices ILM e SLA consideram-na relativamente resistente à poluição orgânica ($s=2,0$ e $s=3,0$) e conferem-lhe um valor indicador baixo ($v=1$) ou médio ($v=3$), respectivamente. Contrariando algumas das referências indiciais, as espécies NACO e NSBM mostraram preferir águas com baixas cargas orgânicas, valores óptimos variando de 1,8 a 2,1 mg l^{-1} para CQO_{Mn} e de 14 a

17 mg l^{-1} para CQO $_{Cr}$ embora possam suportar concentrações relativamente elevadas de NH $_4^+$ (0,786 e 0,340 mg l^{-1}).

Tabela 9.4. Valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), para os taxa que na análise multivariada revelaram as preferências mais acentuadas por águas com baixas concentrações de matéria orgânica (CQO). Indicação dos locais onde os taxa foram quantificados.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA		Estações de amostragem
	s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v	
AMAR	5,0	2	SG2	-	-	-	-	-	-	13, 14
CNAV	3,0	3	SG2	5	3	4,0	4	0,8	3	12, 13
DMES	5,0	3	SG1	5	3	4,5	3	0,2	4	11 a 15
EEXI	5,0	2	SG1	5	3	4,5	4	0,4	3	10 a 15
FARC	5,0	2	G1	4	3	-	-	0,3	4	11 a 13, 15
FCGR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 a 5, 10 a 15, 17, 18
FUOX	3,0	1	SG3	2	1	3,0	2	1,9	1	1, 2, 4, 5, 10 a 15
MCIR	5,0	2	G1	5	2	4,0	3	0,8	3	1, 8, 11 a 15
NAAN	5,0	3	-	-	-	-	-	-	-	8, 10 a 14
NACO	1,0	3	G8	1	3	1,0	4	3,3	4	3, 4
NSBM	2,0	1	G6	-	-	2,0	1	3,0	3	3 a 5
NEDT	4,0	3	-	-	-	-	-	-	-	11, 12, 15
STDE	5,0	3	-	-	-	-	-	0,5	3	11, 12
SLIN	5,0	2	SG1	5	3	4,0	2	1,5	3	1, 2, 10 a 15, 18

Na Tabela 9.5, são referidos onze taxa que revelaram simultaneamente nítida preferência por águas menos mineralizadas e por baixas concentrações de matéria orgânica.

Genericamente mostram ser taxa sensíveis à poluição ($4 < s < 5$ para IPS, IdC e ILM e $s < 1,5$ para SLA), estenóicos e preferindo baixas mineralizações (CEC - SG1 ou SG2). A espécie CNAV, já referida anteriormente, conjuga a simultânea preferência por águas menos mineralizadas (condutividade = 72 μmhoscm^{-1}) e por baixas concentrações orgânicas (CQO $_{Mn}$ =0,7 mg l^{-1} e CQO $_{Cr}$ =7 mg l^{-1}). Todavia, é referida como uma espécie pouco sensível a poluições mistas de acordo com o índice IPS. De modo semelhante os taxa NEDT e STDE mostraram preferir águas com condutividades que oscilam de 76 a 78 μmhoscm^{-1} e com

concentrações de matéria orgânica que variam entre 1,5 e 1,7 mg l⁻¹ para CQO_{Mn} e 12 mg l⁻¹ para CQO_{Cr}. Assim sendo, julga-se adequado que os taxa NEDT e STDE sejam considerados pelo índice IPS como sensíveis à poluição (s=4,0 e s=5,0) mas dicorda-se que CNAV seja referida pelo mesmo índice como relativamente tolerante às poluições mistas (s=3).

Tabela 9.5. Valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), para os taxa que na análise multivariada revelaram as preferências mais acentuadas por águas menos mineralizadas e com baixas concentrações de matéria orgânica (CQO). Indicação dos locais onde os taxa foram quantificados.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA		Estações de amostragem
	s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v	
AMAR	5,0	2	SG2	-	-	-	-	-	-	13, 14
CNAV	3,0	3	SG2	5	3	4,0	4	0,8	3	12, 13
DMES	5,0	3	SG1	5	3	4,5	3	0,2	4	11 a 15
EEXI	5,0	2	SG1	5	3	4,5	4	0,4	3	10 a 15
FARC	5,0	2	G1	4	3	-	-	0,3	4	11 a 13, 15
FCGR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 a 5, 10 a 15, 17, 18
MCIR	5,0	2	G1	5	2	4,0	3	0,8	3	1, 8, 11 a 15
NAAN	5,0	3	-	-	-	-	-	-	-	8, 10 a 14
NEDT	4,0	3	-	-	-	-	-	-	-	11, 12, 15
STDE	5,0	3	-	-	-	-	-	0,5	3	11, 12
SLIN	5,0	2	SG1	5	3	4,0	2	1,5	3	1, 2, 10 a 15, 18

Na Tabela 9.6. são mencionados apenas duas espécies (NACO e NSBM) bem adaptadas a águas com maiores mineralizações mas com baixas concentrações de matéria orgânica. Qualquer dos índices utilizados as referem como espécies resistentes às poluições mistas e orgânicas com uma distribuição ecológica relativamente lata; a NACO é atribuído um valor indicador variável de médio a bom enquanto que NSBM é considerada um mau indicador. O índice IdC não refere a espécie NSBM porque, de um modo geral, o grupo das *Navicula* incluídas no sub-grupo *minusculae* não são citadas por este índice.

O estudo sobre as preferências ecológicas destas duas espécies (NACO e NSBM), que se efectuou, está em discordância com as indicações provenientes dos índices, todavia, e considerando que apresentam, em geral, grande poder de dispersão concorda-se com a distribuição ecológica que está implícita na atribuição dos valores indicadores para as referidas espécies e admite-se que as valências sapróbicas sejam as mais adequadas embora mais estudos comportamentais devam ser efectuados.

Tabela 9.6: Valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), para as espécies que na análise multivariada revelaram as preferências mais acentuadas por águas mais mineralizadas e com baixas concentrações de matéria orgânica (CQO). Indicação dos locais onde as espécies foram quantificadas.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA		Estações de amostragem
	s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v	
NACO	1,0	3	G8	1	3	1,0	4	3,3	4	3, 4
NSBM	2,0	1	G6	-	-	2,0	1	3,0	3	3 a 5

Na Tabela 9.7, pretende condensar-se a informação contida nas Tabelas 9.1. a 9.4.. Qualquer dos índices usados não apresenta informação relativamente a três das espécies referidas na Tabela 9.1. e a uma das espécies mencionadas nas Tabelas 9.2., 9.3. e 9.4.. Para os restantes, taxa apenas o índice IPS apresenta valências sapróbicas para todas elas. Relativamente aos índices CEC, IdC, ILM e SLA a percentagem de espécies sobre as quais não há informação aumenta da Tabela 9.1. para a 9.3., o que permite concluir que, a informação relativa aos taxa que preferenciam meios mais ricos em matéria orgânica é menor.

Nas Tabelas 9.1. e 9.3. é o índice IdC que apresenta um maior número de espécies não tabeladas correspondendo a 41% e 79%, respectivamente. Na Tabela 9.2. é o índice ILM que regista a maior percentagem de espécies não tabeladas correspondendo a 68%. Na Tabela 9.4. os índices ILM e IdC não referem 38% dos taxa em consideração.

Apesar dos dados em falta relativamente a algumas espécies, na Tabela 9.1, todos os índices, à excepção do IdC, apresentam uma maior percentagem de espécies com valores sapróbicos correspondentes a taxa mais ou menos resistentes à poluição (IPS), com afinidade para a matéria orgânica (ILM, SLA) e pertencendo a meios fortemente mineralizados (CEC). Pelo contrário, o índice IdC atribui em maior percentagem, valências sapróbicas correspondentes a espécies sensíveis à poluição, o que parece não ser verdade para este caso. A não inclusão neste índice de uma grande percentagem de taxa (cerca de 41%) poderá justificar que ele traduza de modo benevolente a qualidade da água, quando aplicado.

Na Tabela 9.2, a maior percentagem de espécies apresenta valências sapróbicas que indicam espécies sensíveis à poluição (IPS, IdC), com pouca afinidade para a matéria orgânica (ILM, SLA). O índice CEC, embora apresente alguns taxa sem informação na atribuição de grupo ou sub-grupo dá predominância àqueles que pertencem aos cursos superiores dos rios.

Da Tabela 9.3, o índice IPS parece ser o que mais concorda com o estudo ecológico efectuado no Capítulo 7, porque refere uma maior percentagem de taxa com relativa resistência à poluição. Os restantes índices, particularmente o IdC e o ILM, apresentam resultados pouco esclarecedores relativamente às preferências dos taxa sobretudo, devido à falta de informação para um grande número de taxa.

Dos treze taxa citados na Tabela 9.4., 61% e 38% mostram ser sensíveis à poluição mista de acordo com os índices IPS e IdC, respectivamente; 38% revelam preferência por águas pouco mineralizadas (SG1 e SG2) e apresentam uma distribuição ecológica restrita segundo o índice CEC; 38% e 46% mostram ser sensíveis à poluição orgânica de acordo com os índices ILM ($s=4$ e $s=5$) e SLA ($s=0,1-1$), respectivamente.

Tabela 9.7: Distribuição percentual de taxa pelas valências sapróbicas (s), grupo ou sub-grupo (G/SG), atribuídos pelos índices bióticos usados neste estudo.

Preferência Ecológica	Águas mais mineralizadas		Águas menos mineralizadas		Águas com mais matéria orgânica		Águas com menos matéria orgânica	
índices	17 espécies referidas nos índices (Tabela 9.1.)		22 espécies referidas nos índices (Tabela 9.2.)		19 espécies referidas nos índices (Tabela 9.3.)		13 espécies referidas nos índices (Tabela 9.4.)	
IPS	s	%	s	%	s	%	s	%
	1	12					1	8
	2	47			2	42	2	8
	3	18	3	5	3	11	3	15
	4	23	4	23	4	32	4	8
			5	72	5	16	5	61
CEC	G/SG	%	G/SG	%	G/SG	%	G/SG	%
	-	12	-	36	-	42	-	23
			G1	9	G1	5	G1	15
	G2	6			G2	5		
	G4	6						
	G5	6						
	G6	6			G6	5	G6	8
					G7	5		
	G8	12					G8	8
			SG1	32	SG1	11	SG1	23
	SG2	6	SG2	18	SG2	5	SG2	15
	SG3	17	SG3	5			SG3	8
	SG4	29			SG4	21		
IdC	s	%	s	%	s	%	s	%
	-	41	-	55	-	79	-	38
	1	6					1	8
	2	12					2	8
	4	23	4	9	4	10	4	8
	5	18	5	36	5	10	5	38
ILM	s	%	s	%	s	%	s	%
	-	17	-	68	-	69	-	38
	1	6					1	8
	2	12					2	8
	3	53			3	5	3	8
	4	12	4	23	4	21	4	23
			5	9	5	5	5	15
SLA	s	%	s	%	s	%	s	%
	-	12	-	36	-	42	-	23
	1	12	0,1-1	54	1	37	0,1-1	46
	2	35	2	5	2	5	2	16
	3	41	3	5	3	16	3	15

9.3.2. Comparação entre os resultados dos índices bióticos e as preferências ecológicas de alguns taxa dominantes ou codominantes

No Capítulo 6 determinou-se a qualidade biológica da água, das dezoito estações de amostragem, ao longo do tempo, aplicando cinco índices bióticos.

No Capítulo 8 determinaram-se as médias ponderadas (u_k) para algumas espécies de diatomáceas, relativamente aos parâmetros ambientais que melhor explicaram a sua dispersão no gráfico de ordenação da Análise Canónica das Correspondências (ACC).

Comparar-se-ão, agora, os resultados obtidos naqueles dois capítulos, no sentido de esclarecer e pormenorizar situações não bem caracterizadas.

A observação atenta da Figura 6.4. (Capítulo 6) revela que, no rio Antuã em Minhoteira (1), no rio Levira em Vila Verde (6) e no rio Caima em Barbeito (14), durante o Verão de 1992, os valores indiciais relativos aos índices IPS e IdC são muito semelhantes e atribuem pior qualidade à água do que os valores indiciais dos restantes índices. Embora os valores indiciais tenham sido obtidos tomando em consideração todas as diatomáceas presentes são, no entanto, as espécies mais abundantes que influenciam estes valores de uma forma mais marcante. Assim nos locais 1 e 14 as três espécies mais abundantes, neste período do ano, foram NPAL, GPAR e NMIN; no local 6 as duas espécies mais abundantes foram NPAL e SANG. Para estas espécies que preponderantemente influenciaram os valores indiciais apresentam-se na Tabela 9.8. as respectivas valências sapróbicas (s) e valores indicadores, grupo ou sub-grupo definidos pelos índices bióticos.

Tabela 9.8: Valências sapróbicas (s) e valores indicadores (v), grupo (G) e sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), dos índices bióticos para as espécies mais abundantes nos locais 1, 6 e 14.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA	
	s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v
GPARG	2,0	1	G6	2	1	2,0	1	2,1	1
NMIN	3,0	1	G6	-	-	3,0	1	1,8	3
NPAL	1,0	3	G8	1	2	2,0	2	2,5	1
SANG	4,0	1	SG2	3	2	3,0	2	1,6	2

Pode perceber-se, então, que as valências sapróbicas (s) propostas pelos índices IPS e IdC são, em geral, semelhantes para três das quatro espécies. Estes índices que consideram GPARG e NPAL mais resistentes à poluição do que o índice SLA foram, por tal motivo, aqueles que atribuíram a pior qualidade à água. O índice CEC apresenta maiores diferenças em relação a ILM e SLA do que em relação a IPS e IdC, sobretudo quando se analisam os resultados obtidos para a caracterização da qualidade da água dos locais 1 e 6.

Para justificar a pior qualidade da água avaliada pelos índices IPS e IdC no rio Antuã em Minhoteira (1), no rio Levira em Vila Verde (6) e no rio Caima em Barbeito (14) durante o Verão de 1992, tomaram-se em consideração os valores óptimos (u_k) e tolerâncias (t_k) dos parâmetros físico-químicos que mais influenciaram a dispersão das espécies GPARG, NMIN e NPAL no primeiro e segundo eixos da ACC. Assim, os valores óptimos relativos à condutividade a 20 °C, ao pH, ao HCO_3^- , ao CQO_{Cr} e ao CQO_{Mn} assumem valores intermédios tanto para mineralizações como para pH e matéria orgânica.

Pelo exposto, admite-se que as valências sapróbicas (s) tabeladas para GPARG e NMIN (Tabela 9.8.) parecem em geral, mais adequadas do que os valores de s atribuídos a NPAL, porque para esta última espécie os valores óptimos para os parâmetros ambientais em

consideração, indicam que NPAL é uma espécie que suporta valores intermédios de poluição. Todavia, e contrariando a informação extraída do estudo ecológico que se efectuou, esta espécie é considerada resistente à poluição pelos índices IPS ($s=1,0$), CEC (G8) e IdC ($s=1$) e pode oscilar entre boa indicadora de acordo com o índice IPS ($v=3$) a má indicadora segundo o índice SLA ($v=1$). O índice ILM e SLA tabelam para NPAL valores de s que estão mais de acordo com os valores óptimos que se determinaram para esta espécie atribuindo-lhe um valor intermédio de resistência à poluição orgânica.

Em relação à espécie SANG todos os índices parecem ser demasiado benevolentes em relação aos valores de s que lhe atribuem (espécie sensível à poluição), porque de entre as quatro espécies em estudo, ela mostra exigir os valores óptimos mais elevados para a condutividade a 20 °C, o pH e as concentrações de HCO_3^- , CQO_{Mn} e CQO_{Cr} , preferenciando praticamente concentrações que se situam ao nível dos menores valores de u_k determinados para as espécies que preferem águas mineralizadas (Tabela 8.3.).

De todos os índices utilizados, o índice IPS foi aquele que, no Verão de 1992, atribuiu a pior qualidade à água nas estações da amostragem situadas na Vala do Fontão em Vessada (8) e na ponte do Pano (9) (Figura 6.4.). Os taxa mais abundantes, neste período do ano, foram no local 8: TPSN, NIGF, NGRE, CMEN e NISP; e no local 9: TPSN, CMEN, TWEL e NFIL. Para estes taxa apresentam-se seguidamente as valências sapróbicas e valores indicadores referidos pelos índices bióticos (Tabela 9.9.).

Tabela 9.9. Valências sapróbicas (s) e valores indicadores (v), grupo (G) e sub-grupo (SG), reproduzidos de COSTE (1992), dos índices bióticos para os taxa mais abundantes nos locais 8 e 9.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA	
	s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v
CMEN	2,0	1	SG4	3,0	1	2,5	3	2,6	3
NGRE	3,0	1	SG3	-	-	2,5	4	2,5	3
NFIL	3,0	3	SG3	3	3	-	-	2,5	3
NIGF	2,0	1	SG3	-	-	-	-	-	-
NISP	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TPSN	2,0	2	-	-	-	-	-	-	-
TWEI	2,0	2	-	-	-	-	-	2,2	4

O facto do IPS ter sido o índice que atribuiu pior qualidade à água dos locais 8 e 9 deve-se certamente à ausência de atribuição de valências sapróbicas e de valores indicadores para a maior parte dos taxa em causa, pelos restantes índices. As valências sapróbicas propostas pelo IPS indicam que todos os taxa têm relativa afinidade para a matéria orgânica. Os valores óptimos e as tolerâncias determinados para estes sete taxa (Tabela 8.6 e 8.9.) mostraram que apenas três (TPSN, NISP e TWEI) apresentam grande afinidade para a matéria orgânica dois destes taxa (TPSN e TWEI) são referidos pelo índice IPS mas apenas TWEI é mencionado pelo índice SLA. O taxon NISP, não é citado por qualquer dos índices utilizados e necessita de ser mais estudado sob o ponto de vista ecológico e taxonómico no sentido de o caracterizar e identificar correctamente. Deverá porém, reafirmar-se que NISP preferencia meios ricos em matéria orgânica (valores óptimos elevados de 6,6 mg/l para CQO_{Mn} e de 44,9 mg/l para CQO_{Cr}) e apresenta uma distribuição geográfica relativamente restrita. As espécies CMEN, NGRE, NFIL e NIGF, semelhantemente ao que se passou para GPAR, NMIN e NPAL, apresentam valores de u_k em relação aos valores de condutividade a 20°C, pH, HCO_3^- , CQO_{Cr}

e CQO_{Mn} que as coloca numa posição intermediária pelo que, as valências sapróbicas e valores indicadores, considerados pelos diferentes autores, não parecem estar muito desadequados para as quatro espécies.

No Capítulo 6 referiu-se que os valores indiciais calculados para as estações de amostragem no rio Águeda em Águeda (11), da ribeira da Horta em Eixo (17) e na vala da Carreira em Frossos (18) eram demasiado optimistas na atribuição da qualidade da água. Poder-se-ão procurar justificações para o “optimismo” dos índices bióticos, nas valências sapróbicas e valores indicadores atribuídos às espécies mais abundantes. Em Águeda (11), no rio Águeda as três espécies mais abundantes foram em geral AMIN, SLIN e NHMS. No local 17 a espécie EBIL foi a mais abundante praticamente ao longo de todo o período de amostragem, enquanto que no local 18 AMIN foi, quase sempre, a espécie mais abundante. Para este conjunto de espécies apresentam-se na Tabela 9.10, os valores de *s*, *v*, *G* e *SG* relativamente aos índices bióticos usados.

Tabela 9.10. Valências sapróbicas (*s*) e valores indicadores (*v*), grupo (*G*) e sub-grupo (*SG*), reproduzidos de COSTE (1992), dos índices bióticos para as espécies mais abundantes nos locais 11, 17 e 18.

	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA	
	<i>s</i>	<i>v</i>	<i>G/SG</i>	<i>s</i>	<i>v</i>	<i>s</i>	<i>v</i>	<i>s</i>	<i>v</i>
AMIN	5,0	1	G1	4	1	4,0	1	1,0	2
EBIL	5,0	2	SG1	5	3	4,5	2	0,6	2
NHMS	5,0	2	-	-	-	-	-	-	-
SLIN	5,0	2	SG1	5	3	4,0	2	1,5	3

Em relação a AMIN, SLIN, NHMS e EBIL os índices bióticos cotam-nas como espécies sensíveis e com pequena afinidade para a matéria orgânica.

Comparando os u_k que se calcularam para as quatro espécies pode verificar-se que NHMS e SLIN se incluem no grupo das espécies que preferencia águas pouco mineralizadas e baixos níveis de matéria orgânica (Tabelas 8.5. e 8.7.), enquanto que as espécies AMIN e EBIL apresentaram preferência por águas mais mineralizadas e com maior concentração de matéria orgânica (Tabela 8.9.). Por tal motivo, considera-se que as valências sapróbicas destas duas últimas espécies parecem estar pouco adequadas.

9.4. DISCUSSÃO

9.4.1. Proposta de alteração de valências sapróbicas (s) e de valores indicadores (v) para alguns dos taxa que foram extraídos pela análise multivariada (ACC)

Na Tabela 9.1. estão registadas três espécies que não são referidas por nenhum dos cinco índices bióticos usados. Duas destas espécies (NAQA e NHPI), embora mostrando preferência por águas fortemente mineralizadas, necessitam de uma maior investigação relativamente às suas preferências ecológicas visto terem sido, muito recentemente, bem caracterizadas sob o ponto de vista taxonómico. A espécie FBRV que também está incluída neste conjunto de espécies não mostrou uma preferência nítida por este tipo de águas pois esteve sempre representada por efectivos relativamente baixos. Pelo facto deste estudo ter sido geográfica e ecologicamente limitado não se propõe valores indicadores para as três espécies mencionadas.

Na mesma tabela, pode verificar-se ainda, que as valências sapróbicas atribuídas às espécies APED, CSOL, NCAP, NDEC e NTRV estão genericamente em contradição com o estudo autoecológico efectuado (Tabela 8.3.). De momento, e visto estas espécies necessitarem um estudo ecológico mais aprofundado em meios mais diversificados relativamente ao tipo e grau de poluição, propõe-se a alteração das valências sapróbicas de APED para $s=3$ (valor intermédio no que respeita à sensibilidade à poluição e mais

frequentemente atribuídos aos restantes taxa que pertencem ao grupo de APED) nos quatro índices bióticos (IPS, IdC, ILM e SLA). Para a mesma espécie e, em relação ao índice CEC, propõe-se a sua mudança para o sub-grupo 3 que indica meios mineralizados. Propõe-se também a alteração do valor de *s* para 3 (sensibilidade intermédia à poluição) para as espécies CSOL e NCAP porque parece ser a solução mais adequada para a correcção destes valores nos índices IPS e IdC tendo em vista os seus comportamentos autoecológicos. Visto o índice IPS relativamente à espécie NDEC parecer também muito optimista, sugere-se a alteração da valência sapróbica para um valor de 3 (sensibilidade intermédia à poluição). A espécie NTRV é tabelada, no índice IdC com uma valência sapróbica que se considera muito optimista, pelo que se propõe também ainda a sua alteração para *s*=3 (sensibilidade intermédia à poluição).

Os vinte e três taxa citados na Tabela 9.2. parecem indicar, de um modo geral, maior sensibilidade às poluições mistas do que às poluições orgânicas visto que, são referidas como de média sensibilidade às poluições orgânicas e de alta sensibilidade às poluições mistas, e são consideradas como medianamente indicadoras de poluição orgânica.

De todos os índices em estudo, o IPS é o único que inclui todos os taxa à excepção de um (FCGR), tabelando um número considerável de taxa como bons indicadores e como sensíveis às poluições mistas. Para o taxon FCGR, embora integrado neste grupo dos taxa que suportam águas menos mineralizadas e com menores concentrações de matéria orgânica, não se propõe, de momento, qualquer *s*, *v*, *G* ou *SG* pelas razões anteriormente apontadas.

O resultado do estudo autoecológico leva a concluir que embora estes taxa possam ser encarados como sensíveis às poluições mistas têm, no entanto, menor poder indicador do que aqueles que os índices lhes atribuem visto haver possibilidade de fazerem parte de comunidades que suportam condições ambientais menos boas (águas mais mineralizadas e com maiores concentrações de matéria orgânica) pelo que se propõe, para as espécies CNAV, DMES, GCLE, NAAN e NRHY a alteração do valor indicador para 2.

Para a espécie CNAV (Tabela 9.2.) propõe-se, ainda, a alteração da valência sapróbica de 3 para 4 no índice IPS, valor de s mais em conformidade com o estudo realizado (meios pouco mineralizados e com baixas concentrações de matéria orgânica) e mais concordante com o referido para os restantes índices bióticos.

O índice IdC mostrou ser, geralmente, o mais optimista na atribuição da qualidade à água, não só por referir um menor número de taxa, mas também por tabelar os taxa com sensibilidades e valores indicadores muito altos. Atendendo a que, alguns destes taxa não exibem uma nítida preferência por condições ecológicas definidas e apresentam um considerável poder de dispersão, propõe-se, de igual modo, a alteração do valor indicador para 2 para os taxa CGRA, CNAV, DMES, EEXI, FARC, SLIN e TFLO.

Os resultados obtidos para a caracterização das preferências ecológicas dos taxa indicam também, que as espécies FARC e MCIR, apontadas pelo índice CEC, como pertencentes ao G1, devem ser colocadas no G2 devido ao seu poder de dispersão, visto poderem suportar, com sucesso, condições menos favoráveis do que aquelas que a sua inclusão naquele grupo indica. Pelas mesmas razões referidas anteriormente, pensa-se que NRHY é uma espécie que deverá ser integrada no SG2. A valência sapróbica atribuída pelo índice SLA à espécie NRHY, parece ser a mais adequada porque ela mostrou preferir meios com mineralização não muito elevada mas com uma relativa carga orgânica justificando, portanto, a atribuição de valores intermédios para a valência sapróbica.

No conjunto dos taxa referidos na Tabela 9.3., que mostraram apetência por águas com maiores concentrações de matéria orgânica, os valores de s e de v dos diferentes índices, mostram que nenhum dos taxa apresenta grandes sensibilidades às poluições, à excepção de GANT, PINT e SAGR. Pelas razões anteriormente apontadas pensa-se que estes três taxa não sejam característicos deste tipo de águas, pelo que não se propõe qualquer alteração para os valores de s , v , G e SG .

Para a espécie NEAF, apontada simultaneamente pelos índices IPS, ILM e SLA como relativamente sensível à poluição mas de valor indicador variável de bom (índice SLA) a mau (índice ILM), propõe-se que os valores indicadores, propostos pelos índices IPS, ILM e SLA sejam alterados para 2. Do mesmo modo, pensa-se que esta espécie deva ser incluída no SG2 do índice CEC, uma vez que tem capacidade de sobreviver em meios relativamente diversificados com condutividades e concentrações de matéria orgânica variáveis.

A espécie NCON é definida como relativamente sensível à poluição pelos índices IPS e ILM e muito sensível à poluição pelo índice IdC. Os valores indicadores propostos por esses índices variam de $v=1$ (mau indicador) a $v=3$ (bom indicador). Com base no estudo autoecológico considera-se ser de propôr a alteração da valência sapróbica e do valor indicador relativos ao índice IdC para 4 e 2, respectivamente e o valor indicador referente ao índice IPS para 2.

O taxon NISP, referido também nesta tabela, apresenta, tal como os restantes taxa, afinidade para a matéria orgânica ($CQO_{Mn}=6,6 \text{ mg l}^{-1}$; $CQO_{Cr}=44,9 \text{ mg l}^{-1}$) e para valores relativamente elevados de NH_4^+ ($1,710 \text{ mg l}^{-1}$) e Fe total ($2,715 \text{ mg l}^{-1}$) para além de preferir águas quase paradas com percentagens de oxigénio que não excedem os 50%. Para este taxon planctónico e estival não se propõe, de momento, valores indicadores e de sensibilidade à poluição porque se desconhece a sua verdadeira distribuição geográfica. Estudos mais aprofundados de taxonomia e de comportamento em meios mais diversificados são necessários para a sua inclusão em qualquer um dos índices que se usaram.

Duas das espécies (NACO e NSBM) referidas na Tabela 9.4. são citadas pelos índices como resistentes à poluição em oposição à média ou forte sensibilidade às poluições mistas ou orgânicas dos restantes taxa incluídos nesta tabela. Estas espécies, que são características de locais fortemente poluídos por matéria orgânica mas que também preferenciam águas com velocidades de corrente relativamente elevadas (40 cms^{-1} para NACO e 36 cms^{-1} para NSBM)

parecem ter sido arrastadas pela corrente para os locais donde foram recolhidas. Todavia, a análise multivariada realizada (ACC) destacou-as como espécies com preferência por águas relativamente mineralizadas e com baixas concentrações de matéria orgânica (Tabela 9.6.). Por tais motivos, entende-se não dever introduzir quaisquer alterações aos valores de *s*, *v*, *G* ou *SG* citados pelos índices.

A Tabela 9.5. diz respeito a taxa que revelaram simultaneamente preferências por águas com baixas mineralizações e baixas concentrações de matéria orgânica. Dela se destacam os taxa NEDT e STDE, que mostraram estar perfeitamente adaptados às águas características dos cursos médios superiores dos rios, motivo pelo que se propõe a sua inclusão no SG2 do índice CEC.

Da análise da Tabela 9.7. conclui-se que, apesar do moroso e fastidioso trabalho já feito no domínio da investigação das preferências ecológicas das diatomáceas, e traduzido nos índices bióticos, muito mais há ainda a fazer porque é notória a ausência de informação ecológica relativamente a uma grande percentagem de espécies quando se confrontam alguns dos índices mais frequentemente usados. No Capítulo 6 foi referido que o índice IdC (um dos índices de referência obrigatória tal com os de PANTLE & BUCK e ZELINKA & MARVAN na avaliação da qualidade da água) era, na maior parte dos casos, demasiado optimista. A este índice (IdC), cuja continuada e sucessiva alteração e ampliação originou o índice IPS, falta de facto a inclusão de uma mais vasta caracterização ecológica de muitos taxa, sobretudo daqueles que indicam maiores poluições, opinião também já referida por DESCY & COSTE (1988). Atendendo a que, por vezes, a leitura do texto fragmenta a informação devido às justificações que se considera necessário apresentar e não permite a referência sequenciada dos taxa, registaram-se resumidamente na Tabela 9.11. todas as propostas de alteração que se julgaram oportunas para melhor compreensão do texto.

Tabela 9.11. Propostas de alteração de valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG) em relação a alguns taxa salientados na ACC.

Tabela	Taxon	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA	
		s	v		s	v	s	v	s	v
9.1.	APED	3,0					3,0		2,5	
	CSOL	3,0								
	NCAP	3,0								
	NDEC	3,0								
	NTRV				3					
9.2.	CGRA					2				
	CNAV	4,0	2			2				
	DMES		2			2				
	EEXI					2				
	FARC			G2		2				
	GCLE		2							
	MCIR			G2						
	NAAN		2							
	NHRY		2	SG2						
	SLIN					2				
	TFEN	4,0							1,5	
	TFLO					2				
9.3.	NCON		2		4	2				
	NEAF		2	SG2			2			
9.5.	NEDT			SG2						
	STDE			SG2						

9.4.2. Proposta de alteração das valências sapróbicas e dos valores indicadores para alguns dos taxa dominantes ou codominantes

Durante o Verão de 1992 a qualidade da água dos locais 1, 6 e 14 foi essencialmente definida pela dominância, no potamoplâncton, de quatro taxa registados na Tabela 9.8.. Como anteriormente se salientou as valências sapróbicas atribuídas a NPAL e a SANG parecem pouco adequadas, pelo que se propõe para a espécie NPAL a alteração da valência sapróbica dos índices IPS e IdC para s=2 e a sua transferência para o G7 do índice CEC. Devido ainda à grande dispersão ecológica desta espécie sugere-se também a alteração do valor indicador para

$v=2$ nos índices IPS e SLA. O índice ILM, cujos valores de s e v para esta espécie parecem mais adequados caracterizou, sem dúvida, mais realisticamente a qualidade da água destas estações do que os restantes índices considerados. Para a espécie SANG que dominou, sobretudo, no local 6, propõe-se também, a alteração da valência sapróbica de 4 para 3 no índice IPS, visto esta espécie preferir águas medianamente mineralizadas com relativa carga orgânica aproximando-a das valências sapróbicas tabeladas pelos restantes índices. Ainda para SANG propõe-se a alteração do valor indicador do índice IPS para 2.

Deste modo, pensa-se que sendo NPAL e SANG as espécies que estavam representadas por um maior número de efectivos, as alterações sugeridas implicariam que a qualidade da água quer fosse avaliada pelos índices IPS e IdC, quer fosse caracterizada pelos índices CEC e ILM conduziria a resultados mais concordantes.

No Verão de 1992 o índice IPS foi aquele que atribuiu pior qualidade à água dos locais 8 e 9. Os taxa mais representados em termos de efectivos nesta época do ano foram NIGF, NISP, TPSN e TWEI. Os valores óptimos relativos aos parâmetros ambientais determinados para estes taxa revelaram tratar-se de diatomáceas que preferenciam águas mineralizadas e com uma certa carga orgânica, o que está em relativa concordância com as valências sapróbicas atribuídas pelo índice IPS, o único dos índices utilizados que tabela simultaneamente todas as espécies em causa. Propõe-se, por isso, que os restantes índices tomem em consideração estes taxa com as valências sapróbicas que a seguir se indicam. Assim, propõe-se a valência sapróbica $s=3$ para NIGF nos índices IdC e ILM e $s=2,5$ no índice SLA; que para TPSN as valências sapróbicas relativas aos índices IdC e ILM passem a ser $s=2$ e no índice SLA seja $s=2,2$; para TWEI propõe-se também que a valência sapróbica seja $s=2$ tanto para o índice IdC como para o ILM. Todas estas espécies devem fazer parte do SG3 no índice CEC.

Tal como já foi referido anteriormente ao taxon NISP faltam estudos ecológicos e taxonómicos mais aprofundados, pelo que não se propõe a atribuição de valências sapróbicas.

O optimismo geral dos valores indiciais relativamente à qualidade da água nos locais 11, 17 e 18 poderá dever-se à desadequação das valências sapróbicas dos taxa dominantes. A espécie AMIN foi, durante quase todo o período de amostragem, o taxon dominante nas estações 11 e 18, e codominante na estação 17 e o taxon EBIL foi dominante apenas nesta última estação. Devem ainda destacar-se os taxa SLIN e NHMS que na estação 11 foram codominantes durante grande período de amostragem sendo representados por efectivos bastante numerosos.

Embora este conjunto de taxa esteja geralmente bem representado nestas estações, o cálculo dos valores óptimos mostrou que AMIN e EBIL apresentavam preferências mais nítidas por águas com maior mineralização e com maior carga orgânica do que as espécies SLIN e NHMS. A constatação de que o índice IPS lhes atribui o mesmo valor ($s=5$) para a valência sapróbica mostra que existe alguma desadequação na atribuição deste valor, pelo que se propõe para AMIN e para EBIL a alteração da valência sapróbica para $s=4$ relativamente ao índice IPS. A valência sapróbica da espécie EBIL também deve ser alterada para $s=4$ no índice IdC. Propõe-se ainda, que AMIN passe a pertencer ao G2 e EBIL seja transferida para o SG2 no índice CEC. Para melhor sistematizar as alterações que se propõem, apresenta-se o seu resumo na Tabela 9.12.

Tabela 9.12. Propostas de alteração de valências sapróbicas (s), valores indicadores (v), grupo (G) ou sub-grupo (SG) em relação a alguns dos taxa mais abundantes.

Tabela	Taxon	IPS		CEC	IdC		ILM		SLA	
		s	v	G/SG	s	v	s	v	s	v
9.8.	NPAL	2,0	2	G7	2				2	
	SANG	3,0	2							
9.9.	NIGF			SG3	3		3,0		2,5	
	TPSN			SG3	2		2,0		2,2	
	TWEI			SG3	2		2,0			
9.10.	AMIN	4,0		G2	4					
	EBIL	4,0		SG2						

Como se pôde constatar pela investigação que permitiu a realização deste trabalho existe actualmente uma enorme quantidade de informação sobre as preferências ecológicas das diatomáceas, condensada nos índices bióticos, que possibilita a avaliação biológica da qualidade da água. De um modo geral, os índices bióticos avaliaram adequadamente a qualidade da água, nas dezoito estações de amostragem, mostrando, por isso, que o comportamento ecológico dos taxa que mais intervieram nos índices estavam em conformidade com as características ecológicas por eles referenciadas. No entanto, também se detectaram lacunas visto que, alguns dos taxa que são importantes pela sua frequência ou abundância, nas águas continentais portuguesas não estavam integrados nos índices bióticos utilizados. Para além disso, detectaram-se diferenças no comportamento ecológico de alguns dos taxa que tinham sido evidenciados pela análise multivariada (ACC) ou que tinham sido dominantes em algumas estações durante determinados períodos do ano; para esses taxa propuseram-se alterações das respectivas valências sapróbicas ou valores indicadores.

O melhoramento dos índices bióticos para utilização em determinações de qualidade da água poderá conseguir-se não só, pela constante reavaliação das valências sapróbicas e dos valores indicadores atribuídos, mas também, pela inclusão de um número cada vez maior de

taxa. Dos cinco índices aplicados o IPS, que está em constante actualização e que engloba o maior número de taxa é também aquele cuja informação ecológica relativa aos taxa parece ser a que melhor se adequa às características que se determinaram (pelos u_k) e se referiram neste trabalho para os taxa dominantes ou para aqueles que foram evidenciados pela ACC.

São necessários estudos mais detalhados quer a nível taxonómico, quer a nível ecológico para esclarecer algumas contradições detectadas entre as valências sapróbicas atribuídas pelos índices bióticos usados e os valores óptimos determinados neste trabalho, no sentido de aumentar a informação ecológica relativamente a um número cada vez maior de taxa.

CONCLUSÕES GERAIS

A utilização das diatomáceas, como método biológico de avaliação da qualidade da água é importante e está bastante difundido por toda a Europa, sobretudo, na Bélgica e na França. A proposta de novos índices e a sucessiva simplificação e aperfeiçoamento dos diversos índices bióticos para a região norte-centro da Europa é constante, e tem revelado resultados muito promissores. Com o intuito de verificar a adequação, para a flora diatomológica da região centro-litoral de Portugal, de alguns dos índices bióticos disponíveis mais utilizados e aprofundar o estudo da ecologia das diatomáceas, foi efectuado um estudo físico-químico e diatomológico em dezoito locais de amostragem, situados, sobretudo, nos cursos inferiores de alguns rios da bacia hidrográfica do rio Vouga, ao longo de cerca de um ano e meio, com uma periodicidade aproximadamente mensal.

A determinação de cerca de trinta parâmetros físico-químicos nas águas permitiu caracterizar quimicamente as estações de amostragem e comparar as concentrações dos parâmetros determinados com os valores máximos recomendáveis (V.M.R.) e admissíveis (V.M.A.), estabelecidos na actual legislação. Todos os locais apresentaram, num dos momentos de amostragem, valores de pelo menos um parâmetro físico-químico que ultrapassou ou os V.M.R. ou os V.M.A. para águas destinadas à rega ou destinadas à produção de água para consumo humano.

Embora a água de cada local possua as suas características físico-químicas próprias, foi possível estabelecer comparações entre a qualidade da água das diferentes formações aquáticas e das estações de amostragem. Em algumas formações aquáticas verificou-se uma recuperação de qualidade da água de montante para jusante. Verificou-se que no rio Antuã a água em Minhoteira (1) apresentava qualidade semelhante ou ligeiramente inferior à de Estarreja (2). No rio Cértima detectou-se uma recuperação da qualidade da água de montante para jusante, isto é, desde Vale de Estevão (3) até Requeixo, na parte terminal da Pateira de Fermentelos

(10). No rio Levira ocorreu uma situação idêntica entre Vila Verde (6) mais a montante e Perrães (7). As duas estações da vala do Fontão (8 e 9) apresentaram uma qualidade de água semelhante, embora o local mais a jusante (9) revelasse uma ligeira melhoria de qualidade. Noutras formações aquáticas verificou-se um aumento de degradação da qualidade da água de montante para jusante, é o caso das estações de amostragem no rio Águeda. Águeda (11) apresentou uma qualidade da água ligeiramente melhor do que Óis da Ribeira (12) situada mais a jusante. Também no rio Caima em Vale de Cambra (13) a qualidade da água foi substancialmente melhor do que em Barbeito (14) situada mais a jusante.

Considerando conjuntamente os dezoito locais de amostragem foi possível estabelecer que os locais 1 e 14 eram muito poluídos organicamente (CBO_5), bem como os locais 8, 9, 17 e 18 (CQO). Estes quatro últimos locais apresentaram ainda semelhança relativamente às concentrações médias de Cl^- , Na^+ , K^+ e NH_4^+ . Pelo contrário, os locais 11, 12 e 13 foram os que apresentaram as menores concentrações de matéria orgânica, tendo o local 13 apresentado ainda, os menores valores médios de Fe e Mn. Foi possível estabelecer, também, a distinção entre os locais que apresentaram um pH aproximadamente neutro ou ligeiramente alcalino (locais 1 a 10) e aqueles que apresentaram um pH à volta de 6 (locais 11 a 18).

O parâmetro químico SiO_2 dividiu os dezoito locais também em dois grupos. O primeiro com valores mais elevados engloba os locais 1 a 7, o segundo engloba os locais 8 a 18 que apresentou valores menores de SiO_2 . A condutividade a 20°C pôs em evidência três agrupamentos de estações de amostragem; o primeiro com elevadas condutividades, (locais 3 a 10 e 17), o segundo formado pelos locais 1, 2 e 18 com uma condutividade menor, e o terceiro constituído pelos locais 11 a 16 com os menores valores de condutividade registados.

Com o intuito de estudar a possibilidade das diatomáceas poderem revelar através da sua composição elementar metálica a qualidade da água no que respeita à poluição por metais, foi

utilizado o método MEV-EDS para microanálise de espécimes pertencentes a alguns dos taxa mais frequentemente encontrados nos locais em estudo. A microanálise semiquantitativa percentual permitiu concluir que existe um grupo de elementos químicos (C, O, Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K e Ca), quase sempre presentes, e que geralmente ocorrem em maiores percentagens, e ainda um outro grupo (Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb) constituído por elementos de ocorrência mais fortuita. O Mn e Ni mas, sobretudo, o Cu, Zn e Pb foram, por vezes, detectados nas diatomáceas por MEV-EDS sem que, no entanto, tenham sido detectados nas águas donde provinham os espécimes analisados. Atendendo a que às diatomáceas é reconhecida a capacidade integradora das condições ambientais, estes organismos revelaram a existência de poluições metálicas em locais, onde as determinações analíticas efectuadas pontualmente, não assinalaram o lançamento esporádico de elementos tóxicos em concentrações tóxicas. Este facto permite constatar que a microanálise de diatomáceas pode constituir um meio complementar de análise capaz de revelar situações de poluição metálica não detectáveis por métodos analíticos físico-químicos convencionais. Apesar de não se ter verificado a existência de uma correlação perfeitamente linear entre as percentagens de metal nas diatomáceas em função das concentrações desse metal na água, é possível concluir que alguns taxa revelaram correlações positivas do seu conteúdo em metais com as concentrações registadas na água, pelo que poderão constituir poderosos auxiliares na avaliação da qualidade da água.

Para verificar a sensibilidade das diatomáceas a alguns metais (Al, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn e Pb) e para determinar os locais onde poderiam ocorrer situações de toxicidade, foram realizados testes de toxicidade laboratoriais a seis espécies. Constatou-se que os valores de CE_{50} permitiram afirmar que em certos momentos e em alguns locais de amostragem se encontraram concentrações de alguns dos metais superiores àquelas que mostraram ser letais

nos testes de toxicidade. O Cu pode ter ocasionado toxicidades nos locais 8, 9, 11 e 12 e o Zn no local 6. O Al, Fe e Pb poderão ter provocado, em certas concentrações, a precipitação de alguns macronutrientes, exercendo um efeito indirecto sobre o crescimento algal.

Devido à sua importância ecológica e à grande sensibilidade das espécies testadas a alguns dos metais, recomenda-se a sua utilização em testes de toxicidade (conducentes à determinação de limites de concentrações desses metais) para elaboração de qualquer norma que vise a protecção da qualidade do meio aquático, porque a inibição do desenvolvimento normal das algas poderá afectar o bem estar das restantes comunidades aquáticas.

A análise por MEV-EDS das diatomáceas sujeitas a testes de toxicidade com metais permitiu verificar a ocorrência de correlações positivas entre a percentagem do metal na diatomácea e a concentração do metal no meio de cultura. As diferenças verificadas nas correlações determinadas para as diatomáceas provenientes do meio natural e para as mesmas espécies cultivadas laboratorialmente devem-se, provavelmente às acentuadas diferenças existentes entre as condições físico-químicas do meio natural e as do meio de cultura. Recomenda-se, então, precaução na extrapolação dos resultados dos testes de toxicidade para meios naturais.

O estudo interpretativo dos dados diatomológicos qualitativo-quantitativos potamoplactónicos e epilíticos permitiu determinar quais os taxa mais importantes para cada local de amostragem quer em abundância, quer em frequência. Baseados na composição em espécies desses locais estabeleceram-se três grupos principais. O primeiro grupo engloba as estações de amostragem do rio Cértima (3, 4 e 5) e do rio Levira (6 e 7); o segundo grupo encerra as estações do rio Águeda (11 e 12), rio Caima (13 e 14) e rio Vouga (15); e o terceiro grupo reúne as duas estações da vala do Fontão (8 e 9). O local situado no rio Cértima em Requeixo (10) ocupa uma posição intermédia entre os três grupos.

Verificou-se, ainda, que a composição específica não diferia muito entre as amostras potamoplânctônicas e epilíticas.

A avaliação da qualidade da água por aplicação dos índices bióticos aos dados quantitativos relativos das amostras potamoplânctônicas e epilíticas revelou-se muito eficaz e capaz de traduzir, de uma forma geral, com rigor o grau de poluição orgânica e de poluição inorgânica (mineralização) das formações aquáticas estudadas. Os resultados indiciais obtidos do potamoplâncton e do epilíton revelaram idênticas situações de qualidade da água para um mesmo local num dado momento. Como a amostragem em substratos artificiais mostrou algumas desvantagens, dificilmente ultrapassáveis, recomenda-se a utilização do potamoplâncton para estudos de natureza ecológica em formações aquáticas com características físicas e morfológicas semelhantes às que aqui se estudaram.

Dos cinco índices bióticos usados (IPS, CEC, IdC, ILM e SLA) apenas o índice sapróbico SLA se mostrou menos eficaz na avaliação da qualidade biológica da água. Dos restantes quatro índices, o índice sapróbico ILM, embora mais diferenciador de diferentes situações de poluição do que o índice sapróbico SLA, não se revelou tão adequado à avaliação da qualidade da água como os índices diatomológicos IPS, IdC e CEC. O índice IdC faz também, por vezes, a subestimação da qualidade da água. O índice CEC e o IPS foram os que apresentaram, de uma forma geral, os resultados mais coerentes com a caracterização físico-química das águas.

Do conjunto das dezoito estações sobressaiu um grupo pela sua má qualidade praticamente constante (1, 2, 3, 6 e 14) e um outro pela sua boa qualidade da água (11, 13, 17 e 18). No entanto, nas estações de amostragem 11, 17 e 18 os índices bióticos são muito optimistas na atribuição da qualidade da água. Foi possível evidenciar, através dos índices bióticos e dos parâmetros físico-químicos, a melhor qualidade da água de montante para

jusante no rio Cértima, no rio Levira e na vala do Fontão e, ainda, o aumento de degradação da qualidade da água de montante para jusante no rio Águeda e no rio Caima.

Referiu-se ainda a complementaridade dos métodos físico-químicos e biológicos na avaliação da qualidade das águas e salientou-se a vantagem dos métodos biológicos na obtenção de uma imagem mais integradora, global e diferenciadora do grau de poluição orgânica e do grau de mineralização apesar de mais fastidiosa e complexa. A determinação de todos os parâmetros físico-químicos, embora mais rápida e fácil, é, todavia, mais aleatória e subjectiva, visto não se conhecer a natureza de todos os poluentes a analisar e de não existirem tabelas actualizadas para a caracterização físico-química das águas.

Concluiu-se, ainda, que a diversidade específica de SHANNON-WIENER é insuficiente como elemento único na avaliação da qualidade da água.

A aplicação do método multivariado unimodal de análise directa de gradiente - Análise Canónica das Correspondências - aos dados quantitativos absolutos potamoplantónicos e epilíticos permitiu tirar as mesmas conclusões para os dois tipos de amostras relativamente à dispersão dos locais e das espécies nos diagramas de ordenação. Comprovou-se, mais uma vez, que a deriva das diatomáceas provocada, sobretudo, pela velocidade da corrente das águas, não era um factor importante a ter em consideração neste estudo, sendo, por isso, prescindível a duplicação de trabalho pela recolha de dois tipos de amostras.

Da análise multivariada extraíu-se um primeiro eixo que distinguiu o grau de mineralização e de acidez do meio aquático. O segundo eixo colocou o grau de poluição orgânica química em oposição a alguns nutrientes (NO_3^- e PO_4^{3-}), à velocidade da corrente e ao oxigénio dissolvido. Pôde então concluir-se que os parâmetros físico-químicos condutividade a 20°C , pH, HCO_3^- , CQO_{Mn} , CQO_{Cr} , K^+ , Na^+ , Fe , velocidade da corrente, $\text{N}(\text{NO}_3^-)$, $\text{P}(\text{PO}_4^{3-})$ e oxigénio dissolvido foram os principais responsáveis pela dispersão dos taxa nos dezoito locais

estudados. Desta dispersão dos taxa resultaram cinco agrupamentos de locais. Um dos grupos, referenciados pelas coordenadas mais elevadas do primeiro eixo, é constituído pelas estações do rio Cértima (3, 4 e 5) e do rio Levira (6 e 7), que apresenta elevadas condutividades e pH neutro ou ligeiramente alcalino. O segundo grupo que apresenta as coordenadas mais elevadas do segundo quadrante engloba os locais ricos em matéria orgânica química e em alguns iões (locais 8 e 9). Os locais 16, 17 e 18 constituem o terceiro grupo onde as condutividades e pH são menores e as concentrações de matéria orgânica química são relativamente elevadas mas menores do que nos locais 8 e 9. O local 10 destacou-se em posição intermédia entre as restantes estações do mesmo rio (Cértima - 3, 4 e 5), o rio Levira (6 e 7) e vala do Fontão (8 e 9). O quarto grupo constituído pelos locais 1, 2, 11, 12, 13, 14 e 15 é definido simultaneamente pelas coordenadas mais baixas quer em relação ao primeiro eixo apontando, portanto, para baixas condutividades e menores pH, quer em relação ao segundo eixo, indicando também baixas concentrações de matéria orgânica química bem como baixas concentrações relativamente a alguns iões (K^+ , Na^+ e Fe).

Desta análise salientaram-se os taxa que exibiram as preferências mais marcantes por determinados parâmetros físico-químicos que influenciaram nitidamente a sua distribuição. Sobressaíram alguns taxa pelas suas preferências por elevadas condutividades e altos pH em oposição a outro conjunto de taxa que preferiram águas pouco mineralizadas, com pH mais ácido. Sobressaiu, ainda, outro conjunto de espécies que mostrou preferência por águas com elevadas concentrações de matéria orgânica química, de K^+ e de Fe contrapondo-se a um outro com preferência por menores concentrações de matéria orgânica, onde se incluíram muitos taxa que também mostraram preferências por águas menos mineralizadas.

Embora o estudo interpretativo dos parâmetros físico-químicos e da composição específica tivesse mostrado as analogias de alguns dos locais, só a aplicação da ACC definiu com clareza os agrupamentos das estações não apenas pelas suas afinidades físico-químicas,

mas também pelas suas semelhanças florísticas. A Análise Canónica das Correspondências não elegeu os metais como factores importantes para a dispersão dos taxa, do mesmo modo que também os índices bióticos não permitiram evidenciar as poluições metálicas. A ACC também não fez realçar a poluição orgânica bioquímica (CBO_5), de modo que os locais 1 e 14 foram incluídos no grupo de estações com baixa condutividade sem ter sido revelada a sua forte poluição orgânica. Isto deve-se ao facto da flora específica destes locais não ser constituída por espécies indicadoras deste tipo de poluição, mas somente por espécies relativamente ubíquas e pouco discriminativas para a matéria orgânica bioquímica. Estas espécies foram, no entanto, capazes de evidenciar as referidas situações de poluição quando integradas no cálculo dos índices bióticos. É então evidente que não sendo suficiente a aplicação de métodos multivariados para detecção de algumas situações de poluição orgânica, a utilização de métodos biológicos na determinação da qualidade da água mediante a aplicação de índices bióticos torna-se importante. Estes métodos, e principalmente a ACC que determinou quais os factores ambientais mais importantes para a dispersão dos taxa, permitem reconhecer a ecologia das espécies através da determinação das suas preferências relativamente aos parâmetros físico-químicos, o que proporciona uma sucessiva e mais aperfeiçoada reavaliação das sensibilidades das espécies à poluição e consequentemente um igual aperfeiçoamento dos índices bióticos.

Foram determinados os valores óptimos (u_k) e as tolerâncias (t_k) relativamente a alguns parâmetros físico-químicos para os taxa que pela ACC revelaram preferências marcantes relativamente a esses parâmetros físico-químicos e também para alguns taxa mais abundantes em determinados locais de amostragem.

Foi confirmada a existência de quatro conjuntos de espécies que manifestaram preferências bastante distintas no que se refere a águas mais ou menos mineralizadas e com pH

ligeiramente alcalino ou ácido, e a águas com maior ou menor carga orgânica química e com preferência por maiores ou menores concentrações de K^+ , Fe , NH_4^+ e Na^+ .

As preferências físico-químicas manifestadas pelos taxa que mais sobressaíram no estudo multivariado dos dados, foram comparadas com as que implicitamente estão condensadas nos valores das valências sapróbicas desses mesmos taxa, atribuídas pelos autores dos índices bióticos aplicados neste estudo, para averiguar da adequação dessas valências sapróbicas às raças fisiológicas locais portuguesas. De uma forma geral, as preferências físico-químicas determinadas neste estudo estão de acordo com as valências sapróbicas atribuídas pelos índices bióticos usados, daí ter-se verificado uma adequação geral dos índices bióticos à determinação da qualidade biológica da água das formações aquáticas estudadas. Houve, todavia, alguns taxa que mereceram especial atenção por se ter constatado que as suas valências sapróbicas não seriam as mais adequadas, tendo como base os valores óptimos calculados para alguns parâmetros físico-químicos. Foram sugeridas algumas alterações para as valências sapróbicas e valores indicadores atribuídas por alguns dos índices bióticos relativos aos taxa APED, CSOL, NCAP, NDEC, NTRV, CGRA, CNAV, DMES, EEXI, FARC, GCLE, MCIR, NAAN, NRHY, SLIN, TFEN, TFLO, NCON, NEAF, NEST, STDE, NPAL, SANG, NIGF, TPSN, TWEI, AMIN e EBIL.

Apesar de toda a informação ecológica já disponível para inúmeros taxa de diatomáceas, notou-se ainda a ausência de informação, em alguns dos índices, relativamente a algumas espécies bem representadas nas águas em estudo, e sugeriu-se a atribuição das respectivas valências sapróbicas tendo em conta as preferências físico-químicas manifestadas. Todas as sugestões de alteração aos diferentes índices são passíveis de modificação visto que a determinação das características ecológicas dos taxa nunca é um trabalho definitivo mas deve ser constantemente aperfeiçoado e ampliado.



BIBLIOGRAFIA

- AGBETI, M. D. 1992. Relationship between Diatom Assemblages and Trophic Variables: A Comparison of Old and New Approaches. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1171 - 1175.
- AIDA - Associação Industrial do Distrito de Aveiro. 1995. Anuário 94/95: 112 pp.
- ALOI, J. 1990. A Critical Review of Recent Freshwater Periphyton Field Methods. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47 (3): 656 - 670.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 1971. (13th ed.). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, New York. 874 pp.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). 1995. (19th ed.). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington. 1042 pp.
- ANDERSEN LEITÃO, M. 1984. Aspects du phytoplancton d'un bassin de rétention: relations avec quelques paramètres physicochimiques du milieu. Thèse 3^{ème} cycle, Univ. Paris V. 165 pp.
- ANDERSON, N. J. 1990. The Biostratigraphy and Taxonomy of Small *Stephanodiscus* and *Cyclostephanus* Species (Bacillariophyceae) in a Eutrophic Lake, and Their Ecological Implications. *Br. phycol. J.* 25: 217 - 235.
- ANUÁRIO ESTATÍSTICO DA REGIÃO CENTRO. 1992. XIII Recenseamento 1992. Instituto Nacional de Estatística. Direcção Regional do Centro. 154 pp.
- ARCHIBALD, R. E. M. 1972. Diversity in Some South African Diatom Associations and its relation to water quality. *Wat. Res.* 6: 1229 - 1238.
- AUSTIN, A. & DENISEGER, J. 1985. Periphyton Community Changes Along a Heavy Metals Gradient in a Long Narrow Lake. *Environmental and Experimental Botany* 25: 41 - 52.
- BAJOUCA, A. 1995. Distrito de Aveiro. Quem somos do Douro ao Buçaco. Edição Comemorativa dos 160 anos do Distrito. Governo Civil de Aveiro (ed.), Aveiro. 80 pp.
- BEDNARZ, T. 1985. Estimation of quality of some surface waters near the Upper Silesia using the algal growth test. *Acta Hydrobiol.* 27 (3): 331 - 338.
- BEEBY, A. 1993. Applying Ecology. Chapman & Hall, London, 441 pp.

- BERLAND, B. R.; BONIN, D. J.; GUÉRIN-ANCEY, O. J.; KAPKOV, V. I. & ARLHAC, D. P. 1977. Action de métaux lourds à des doses sublétales sur les caractéristiques de la croissance chez la diatomée *Skeletonema costatum*. *Marine Biology* 42: 17 - 30.
- BESCH, W. K.; RICARD, M. & CANTIN, R. 1972. Benthic Diatoms as Indicators of Mining Pollution in the Northwest Miramichi River System, New Brunswick, Canada. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 57 (1): 39-74.
- BIRKS, H. J. B., LINE, J. M., JUGGINS, S., STEVENSON, A. C. & TER BRAAK, C. J. F. 1990. Diatoms and pH reconstruction. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 327: 263 - 278.
- BOROWITZKA, M. A. 1988. 7. Vitamins and fine chemicals from micro-algae. In: Micro-algal biotechnology. M. A. Borowitzka & L. J. Borowitzka (eds.). Cambridge University Press, Cambridge: 154 - 196.
- BOYLE, R. W. & ROBINSON, H. A. 1988. Chapter 1. Nickel in the Natural Environment. In: Metal ions in biological systems. Volume 23. Nickel and its role in biology. H. Sigel & A. Sigel (eds.) Marcel Dekker, Inc, New York: 1 - 29.
- BRADY, D., LETEBELE, B., DUNCAN, J. R. & ROSE, P. D. 1994. Bioaccumulation of metals by *Scenedesmus*, *Selenastrum* and *Chlorella* algae. *Water SA* 20 (3): 213-218.
- BRUNEL, J., PRESCOTT, G. W. & TIFFANY, L. H. (eds.) 1950. The Culturing of Algae. A Symposium. Phycological Society of America. The Charles F. Kettering, Ohio, 114 pp.
- BUTTON, K. S. & HOSTETTER, H. P. 1977. Copper sorption and release by *Cyclotella meneghiniana* (Bacillariophyceae) and *Chlamydomonas reinhardtii* (Chlorophyceae). *J. Phycol.* 13: 198 - 202.
- CAIRNS Jr., J. 1983. Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard? *Hydrobiologia* 100: 47 - 57.
- CAIRNS Jr., J. 1992. The threshold problem in ecotoxicology. *Ecotoxicology* 1: 3 - 16.
- CAIRNS Jr., J. 1995. 2. Chemical versus Biological Pollution Monitoring. In: Pollution and Biomonitoring. B. C. Rana (ed.). Tata McGraw-Hill Publishing Co., New Delhi: 7 - 25.

- CAIRNS Jr., J., McCORMICK, P. V. & NIEDERLEHNER, B. R. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* **263**: 1 - 44.
- CAIRNS Jr., J., McCORMICK, P.V. & BELANGER, S. E. 1993. Prospects for the continued development of environmentally - realistic toxicity tests using microorganisms. *Journal of Environmental Sciences* **5** (3): 253 - 268.
- CAIRNS Jr., J. & NIEDERLEHNER, B. R. 1987. Problems associated with selecting the most sensitive species for toxicity testing. *Hydrobiologia* **153**: 87 - 94.
- CAIRNS Jr., J. & PRATT, J. R. 1989. The scientific basis of bioassays. *Hydrobiologia* **188/189**: 5-20.
- CALDAS, F. B. 1988. Caracterização biológica da qualidade da água do rio Tejo por meio das comunidades bentónicas de diatomáceas. In: 1ª Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente. Universidade de Aveiro. C. Borrego *et al.* (eds.) **1**: 148 - 155.
- CÂMARA MUNICIPAL DE ESTARREJA. 1995. Dados cedidos pelo Gabinete de Qualidade de Vida.
- CÂMARA MUNICIPAL DE SÃO JOÃO DA MADEIRA. 1995. Dados cedidos pela Câmara Municipal de São João da Madeira.
- CAPELO, S., VILHENA, M. F., SIMÕES-GONÇALVES, M. L. S. & SAMPAYO, M. A. 1993. Effect of lead on the uptake of nutrients by unicellular algae. *Wat. Res.* **27** (10): 1563 - 1568.
- CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. 1963. Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000. Folha 13-C. Ovar. Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos. Serviços Geológicos de Portugal coordenada por C. Teixeira e C. T. de Assunção. Lisboa.
- CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. 1972 (4ª ed.). Carta Geológica de Portugal à escala 1:500000. Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos coordenada por C. Teixeira. Lisboa.
- CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. 1976. Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000. Folha 16-A. Aveiro. Direcção Geral de Minas e Serviços Geológicos coordenada por C. Teixeira e G. Zbyszewski. Lisboa.
- CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. 1980. Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000. Folha 13-D. Oliveira de Azeméis. Direcção Geral de Geologia e Minas. Serviços Geológicos de Portugal coordenada por E. Pereira, L. S. M. Gonçalves e A. Moreira. Lisboa.

CARTA GEOLÓGICA DE PORTUGAL. 1981. Carta Geológica de Portugal à escala 1:50000. Folha 16-C. Vagos. Direcção Geral de Geologia e Minas. Serviços Geológicos de Portugal coordenada por B. Pereira Barbosa. Lisboa.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1989. About the phytoplankton community in a lotic section of River Tejo (Pego site). *Publ. Inst. Zool. "Dr. A. Nobre"* 215: 1 - 15.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1990. Some notes about the phytoplanktonic community in River Lima. *Publ. Inst. Zool. "Dr. A. Nobre"* 222: 2 - 21.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1991. Comunidade fitoplanctónica do Rio Ave. *Rev. Biol. U. Aveiro* 4: 145 - 156.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1992. The periphyton community in River Cávado Portugal. *Publ. Inst. Zool. "Dr. A. Nobre"* 232: 1 - 17.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1994. Estudo da relação entre o perifiton e a qualidade da água do Rio Paiva. Actas da 4ª Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente vol. I: 156 - 174.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1996a. Estudo da relação entre o perifiton e a qualidade da água do Rio Âncora. Actas da 5ª Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente vol. II: 1317.- 1328.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. 1996b. Estudo da relação entre o perifiton e a qualidade da água do Rio Febros - Utilização de substratos artificiais para caracterizar o estado de poluição das águas. Publicado pela Câmara Municipal de Vila Nova de Gaia - Divisão do Ambiente: 61 pp.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M., COELHO, M., GUIMARÃES, M. C. 1993. Plancton do Rio Paiva. Actas do 2º Encontro de Plactonologistas Portugueses *Boletim UCA*. Universidade do Algarve, UCTRA vol. I: 68 - 86.

CERQUEIRA DA SILVA, M. M. & CUNHA, M. J. 1992. Avaliação da qualidade da água em meios lóticos através da caracterização das comunidades algais. Actas III. Conferência Nacional sobre a qualidade do ambiente vol I: 198 - 206.

CHABRIERE, N. G. & CAZAUBON, A. 1983. Étude du périphyton d'un secteur pollué d'une rivière varoise, l'Argens. Evolution spatiale du peuplement algal en période d'intense pollution. *Annls. Limnol.* 19 (3): 169 - 178.

CHU, S. P. 1942. Methods and Culture Media *The Journal of Ecology* 30, W. H. Pearsall (ed.). Cambridge University Press, Cambridge, 325 pp.

COLLINS, G. B. & WEBER, C. I. 1978. Phycoperiphyton (algae) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.* 97 (1): 36 - 43.

COMMISSION PROPOSAL FOR A COUNCIL DIRECTIVE ESTABLISHING A FRAMEWORK FOR COMMUNITY ACTION IN THE FIELD OF WATER POLICY. 1997. draft (25/02/97): 47 pp

CORING, E. 1996. Use of diatoms for monitoring acidification in small mountain rivers in Germany with special emphasis on "Diatom Assemblage Type Analysis" (DATA). In: Use of Algae for Monitoring Rivers II. B. A. Whitton & E. Rott (eds), Innsbruck: 7 - 16.

COSTE, M. 1978. Sur l'utilisation des diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes. Méthodologie comparée et approche typologique. Thèse Fac. Sci. Techn. 143 pp.

COSTE, M. 1986. Les méthodes microfloristiques d'évaluation de la qualité des eaux. Cemagref, Bordeaux. 25 pp + annexe.

COSTE, M. 1992. CO.CA.IN. Version 1.3. Comptages et calculs d'indices diatomiques. Cemagref, Bordeaux. 15 pp + 46 anexos.

COSTE, M. & LEYNAUD, G. 1974. Études sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial. Ministère de l'Agriculture, Rapport C.T.G.R.E.F., Paris. 35 pp.

DAVEAU, S. 1980. Dois mapas climáticos de Portugal: nevoeiro e nebulosidade; contrastes térmicos. Relatório nº 8. Centro de Estudos Geográficos, Lisboa. 51 pp

DE FILIPPIS, L. F., & PALLAGHY, C. K. 1994. Chapter 2. Heavy Metals: Sources and Biological Effects. In: Algae and Water Pollution. Heft 42. L. C. Rai, J. P. Gaur & C. J. Soeder (eds.). ARCHIV FÜR HYDROBIOLOGIE Organ der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie. Beiheft 42. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller), Stuttgart: 32-77.

DECRETO LEI Nº 74/90. Diário da República nº 55 1ª Série de 7 de Março de 1990: 981 - 1024.

DESCY, J. - P. 1973. La végétation algale benthique de la Meuse Belge et ses relations avec la pollution des eaux. *Lejeunia* (66): 1 - 62.

DESCY, J. - P. 1976a. Étude quantitative du peuplement algal benthique en vue de l'établissement d'une méthodologie d'estimation biologique de la qualité des eaux courantes. Application au cours belge de la Meuse et de la Sambre. In: Recherche et Technique au service de l'Environnement CEBEDOC (ed.), Liège: 159 - 205.

DESCY, J. - P. 1976b. La végétation algale benthique de la Somme (France) et ses relations avec la qualité des eaux. *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.* 7: 101 - 128.

DESCY, J. - P. 1979. A new approach to water quality estimation using Diatoms. *Nova Hedwigia* Heft 64: 305 - 323.

DESCY, J. - P. 1980. (2^e ed.) Utilisation des algues benthiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In: La pollution des eaux continentales. Incidence sur les biocénoses aquatiques. P. Pesson (ed.), Gauthier - Villars, Paris: 169 - 194.

DESCY, J. - P. 1983. Les communautés algales de la haute Meuse Belge et la qualité de ses eaux: un bilan à l'Automne 1981. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg.* 116: 31 - 50.

DESCY, J. - P. 1984. Écologie et distribution de diatomées benthiques dans le bassin belge de la Meuse. *Inst. Roy. Sci. Nat. Belg. Documents de Travail*: 24 pp + estampas.

DESCY, J. - P. & COSTE, M. 1987 - 1988. Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Premier, Deuxième et Troisième Rapports D'Avancement. UNECED - CCE B-71-23: 24 pp + annexes, 49 pp + annexes et 41 pp.

DESCY, J. - P. & COSTE, M. 1991. A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2112 - 2116.

DGQA CT72. 1990. Qualidade da água. Métodos para a determinação da ecotoxicidade. Ensaio de inibição de crescimento de algas.

DIXIT, S. S., DIXIT, A. S. & SMOL, J. P. 1991. Multivariable environmental inferences based on diatom assemblages from Sudbury (Canada) lakes. *Freshwater Biology* 26: 251 - 266.

- DIXIT, S. S. & SMOL, J. P. 1995. Diatom evidence of past water quality changes in Adirondack Seepage Lakes (New York, U.S.A.). *Diatom Research* 10 (1): 113 - 129.
- DRISCOLL, C. T. & SCHECHER, W. D. 1988. Chapter 2. Aluminum in the Environment. In: Metal ions in biological systems. Volume 24. Nickel and its role in biology. H. Sigel & A. Sigel (eds.) Marcel Dekker, Inc, New York: 59-122.
- DVORÁKOVÁ, S. P. & BASLEROVÁ, M. 1972. Cultures of algae in various media. ACADEMIA, Publishing House of the Czechoslovak Academy of Sciences, Prague, 119 pp.
- ECHLIN, P. 1978. Coating techniques for Scanning Electron Microscopy and X-Ray Microanalysis. *Scanning Electron Microscopy I*: 37 pp.
- EICHENBERGER, E. 1986. Chapter 3. The Interrrelation Between Essentiality and Toxicity of Metals in the Aquatic Ecosystem. In: Metal ions in biological systems. Volume 20. Concepts on metal ion-toxicity. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc, New York: 67-100.
- EIDE, I., JENSEN, A. & MUSOM, S. 1979. Application of *in situ* cage cultures of phytoplankton for monitoring heavy metal pollution in two Norwegian fjords. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 37: 271- 286.
- ELORANTA, P. 1978. Effects of size of sample counted in phytoplankton analysis. *Ann. Bot. Fennici*. 15: 169 - 176.
- ELORANTA, P. 1995. Type and quality of river waters in central Finland described using diatom indices. Proceedings of the Thirteenth International Diatom Symposium, Maratea, Italy, -1st - 7th September 1994. D. Marino & M. Montresor (eds.). Biopress Limited, Bristol: 271 - 280.
- EPPLEY, R. W. 1977. Chapter 2. The Growth and Culture of Diatoms. In: The Biology of Diatoms. Botanical Monographs: Volume 13. D. Werner (ed.). Blackwell scientific Publications, Oxford: 24 - 64.
- FISHER, N. S. & FROOD, D. 1980. Heavy Metals and Marine Diatoms: Influence of Dissolved Organic Compounds on Toxicity and Selection for Metal Tolerance Among Four Species. *Marine Biology* 59: 85 - 93.
- FISHER, N. S., BOHÉ, M. & TEYSSIE, J.-L. 1984. Accumulation and toxicity of Cd, Zn, Ag, and Hg in four marine phytoplankters *Marine Ecology -Progress Series*. 18: 201-213.

- FOSTER, P. L. 1982. Species associations and metal contents of algae from rivers polluted by heavy metals. *Freshwater Biology* 12: 17-39.
- FRENCH, M. S. & EVANS, L. V. 1988. The effects of copper and zinc on growth of the fouling diatoms *Amphora* and *Amphiprora*. *Biofouling* 1: 3 - 18.
- FRITZ, S. C., JUGGINS, S., BATTARBEE, R. W. & ENGSTROM, D. R. 1991. Reconstruction of past changes in salinity and climate using a diatom - based transfer function. *Nature* 352: 3 - 3.
- FRONTIER, S. 1969. Sur une méthode d'analyse faunistique rapide du zooplankton. *J. exp. mar. Biol. Ecol.* 3: 18 - 26.
- FUJITA, M. & HASHIZUME, K. 1975. Status of uptake of mercury by the fresh water diatom, *Synedra ulna*. *Wat. Res.* 9: 889 - 894.
- GALHANO, M. H., CERQUEIRA DA SILVA, M. M., GUIMARÃES, M. C. & COELHO, M. 1988. Sobre a comunidade planctónica do Rio Lima. *Actas Col. Luso Esp. Ecol. Bacias Hidrogr. Rec. Zoológicos*: 155 - 162.
- GAUCH Jr, H. G. 1984. Multivariate analysis in community ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 298 pp.
- GENKAL, S. I. & KISS, K. T. 1993. Morphological variability of the diatom *Cyclotella atomus* Hustedt var. *atomus* and *C. atomus* var. *gracilis* var. nov. *Hydrobiologia* 269/270: 39 - 47.
- GENSEMER, R. W., SMITH, R. E. H., DUTHIE, H. C. & SCHIFF, S. L. 1993. pH Tolerance and Metal Toxicity in Populations of the Planktonic Diatom *Asterionella*: Influences of Synthetic and Natural Dissolved Organic Carbon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 121 - 132.
- GENTER, R. B. 1996. 14. Ecotoxicology of Inorganic Chemical Stress to Algae. In: *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. R. J. Stevenson, M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds.). Academic Press, New York: 403 - 468.
- GENTER, R. B., CHERRY, D. S., SMITH, E. P. & CAIRNS Jr., J. 1987. Algal - periphyton population and community changes from zinc stress in stream mesocosms. *Hydrobiologia* 153: 261 - 275.

- GERMAIN, H. 1981. Flore des Diatomées. Diatomophycées eaux douces et saumâtres du Massif Armoricaín et des contrées voisines d'Europe occidentale. Société Nouvelle des Éditions Boubée, Paris. 444 pp.
- GIL, M. C. 1988. Estudo ecológico das Diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de doutor em Biologia. Departamento de Biologia, Universidade de Aveiro. 389 pp + anexo + 14 estampas.
- GIL, M. C. P. 1989. Novidades para a flora Diatomológica de Portugal I. *Port. Acta Biol. (B)* 15: 259 - 273.
- GIL, M. C. P. 1993. Contribuição para o conhecimento da reprodução sexuada em Bacillariophyceae - Auxósporos e Células Iniciais de *Cocconeis placentula* Ehr. e *Amphora veneta* Kütz. Aceite para publicação pelo Instituto Botânico da Universidade de Coimbra.
- GIL, M. C. P. & ALMEIDA, S. F. P. 1993. Colonização de Substratos Artificiais: Diatomáceas perifíticas. *Bol. UCA Universidade Algarve, UCTRA* 1: 543 - 557.
- GIL, M. C. P., RINO, J. A. & NICOLAU, F. C. 1989-90. Estudo ecológico das diatomáceas dos rios Águeda, Agadão e Alfusqueiro. Flora primaveril. *Rev. Biol. U. Aveiro* 3: 97 - 137.
- GIL, M. C. P., RINO, J. A. & NICOLAU, F. C. 1993. Diatomáceas da bacia do rio Vouga. Estudo autoecológico dos taxa mais frequentes - Parte I. Aceite para publicação na Revista Biologia da Universidade de Aveiro.
- GOERING, J. J., BOISSEAU, D. & HATTORI, A. 1977. Effects of copper on silicic acid uptake by a marine phytoplankton population: controlled ecosystem pollution experiment. *Bulletin of Marine Science* 27 (1): 58 - 65.
- GOLDSBOROUGH, L. G. 1994. Heterogeneous spatial distribution of periphytic diatoms on vertical artificial substrata. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 13 (2): 223 - 236.
- GOLDSTEIN, J. I., NEWBURY, D. E., ECHLIN, P., JOY, D. C., FIORI, C. & LIFSHIN, E. 1981. Scanning Electron Microscopy and X-Ray Microanalysis. A text for Biologists, Materials, Scientists, and Geologists. Plenum Press, New York: 673 pp.

HALL, A. & GODINHO, M. C. 1980. Concentration of trace metals from natural waters by freeze-drying prior to flame atomic absorption spectrometry. *Analytica Chimica Acta* 113: 369 - 373.

HALL, A. & LUCAS, M. 1981. Analysis of ammonia in brackish waters by the indophenol blue technique: comparison of two alternative methods. *Rev. Port. Quím.* 23: 205 - 211.

HARRISON, G. I. & MOREL, F. M. M. 1983. Antagonism between cadmium and iron in the marine diatom *Thalassiosira weissflogii*. *J. Phycol.* 19: 495-507.

HASLE, G. R. 1976. Examination of diatom type material: *Nitzschia delicatissima* Cleve, *Thalassiosira minuscula* Krasske, and *Cyclotella nana* Hustedt. *Br. phycol. J* 11 (2): 101 - 110.

HASLE, G. R. & HEIMDAL, B. R. 1970. Some species of the centric diatom genus *Thalassiosira* studied in the light and electron microscopes. *Beift zur Nova Hedwigia* 31: 542 - 581.

HENRY, E. C. 1988. Algal Cultures. In: *Experimental Phycology: a Laboratory Manual*. C. S. Lobban, D. J. Chapman & B. P. Kremer (eds.). Cambridge University Press, Cambridge: 295 pp.

HOAGLAND, K. D., ROEMER, S. C. & ROSOWSKI, J. R. 1982. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the Diatoms (Bacillariophyceae). *Amer. J. Bot.* 69 (2): 188 - 213.

HOLLIBAUGH, J. T., SEIBERT, D. L. R. & THOMAS, W. H. 1980. A Comparison of the Acute Toxicities of Ten Heavy Heavy Metals to Phytoplankton from Saanich Inlet, B. C., Canada. *Estuarine and Coastal Science* 10: 93 - 105.

HUSTEDT, F. 1927 - 1966. Die Kieselalgen Deutschlands, Österreich und der Schweiz. In: Rabenhorst: Kryptogamenflora 1(1-2-3): 2581 pp.

HUSTEDT, F. 1930. Bacillariophyta (Diatomeae) in Die Süßwasserflora Mitteleuropas 10 Ed. 2. 468 pp.

ISO/DIS. 8692 - Qualité de l'eau - Essai d'inhibition de la croissance des algues.

JENSEN, T. E., RACHLIN, J. W., JANI, V. & WARKENTINE, B. 1982. An X-ray energy dispersive study of cellular compartmentalization of lead and zinc in *Chlorella saccharophila* (Chlorophyta), *Navicula incerta* and *Nitzschia closterium* (Bacillariophyta). *Environmental and Experimental Botany* 22 (3): 319-328.

- JINDAL, R. & VERMA, A. 1991. Effect of Interactions Amongst Heavy Metals on Primary Production. Short Communication. *Indian J. Environ. Hlth* **33** (2): 249-251.
- JONGMAN, R. H. G., TER BRAAK, C. J. F. & VAN TONGEREN, O. F. R. (eds.). 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge. 299 pp.
- JORGENSEN, S. E. & JENSEN, A. 1984. Chapter 3. Processes of metal ions in the environment. In: Metal ions in biological systems. Volume 18. Circulation of metals in the environment. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc, New York: 61-103.
- KAYSER, H. 1977. Effect of zinc sulphate on the growth of mono - and multispecies cultures of some marine plankton algae. *Helgoländer wiss. Meeresunters* **30**: 682 - 696.
- KELLY, M. G. & WHITTON, B. A. 1989. Interspecific differences in Zn, Cd and Pb accumulation by freshwater algae and bryophytes. *Hydrobiologia* **175**: 1-11.
- KELLY, M. G., WHITTON, B. A. & LEWIS, A. 1996. Use of diatoms to monitor eutrophication in U.K. rivers. In: Use of Algae for Monitoring Rivers II. B. A. Whitton & E. Rott (eds), Innsbruck: 79 - 86.
- KISS, K. T. 1984. Occurrence of *Thalassiosira pseudonana* Hasle et Heimdal (Bacillariophyceae) in some Rivers of Hungary. *Acta Botanica Hungarica* **30** (3 - 4): 277 - 287.
- KISS, K. T. 1986. Species of the Thalassiosiraceae in the Budapest Section of the Danube. Comparison of samples collected in 1956-63 and 1979-83. Proceedings of the Eighth International Diatom Symposium, Paris August 27 - September 1, 1984. M. Ricard (ed.). Koeltz Scientific Books, Koenigstein: 23 - 31.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Ber. dtsch. Bot. Ges.* **26A**: 505 - 519.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **2**: 126 - 152.
- KORTE, V. L. & BLINN, D. W. 1983. Diatom colonization on artificial substrata in pool and riffle zones studied by light and scanning electron microscopy. *J. Phycol.* **19**: 332 - 341.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1986. Bacillariophyceae. Naviculaceae in Süßwasser flora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 2/1 (1). 876 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1988. Bacillariophyceae. Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 2/2 (2): 596 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1991a. Bacillariophyceae. Achnanthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) und *Gomphonema* Gesamtliteraturverzeichnis. In: Süßwasserflora von Mitteleuropa Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 2/4 (4): 437 pp.

KRAMMER, K. & LANGE-BERTALOT, H. 1991b. Bacillariophyceae. Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 2/3 (3): 577 pp.

LANDIS W. G. & YU, M.-H. 1995. Introduction to Environmental Toxicology. Impacts of Chemicals Upon Ecological Systems. Lewis Publishers, London. 328 pp.

LANGE-BERTALOT, H. 1979. Pollution Tolerance of Diatoms as a criterion for Water Quality Estimation. *Nova Hedwigia* Beiheft 64: 285 - 304.

LAZINSKY, D. & SICKO-GOAD, L. 1990. Morphometric analysis of phosphata and chromium interactions in *Cyclotella meneghiniana* *Aquatic Toxicology* 16: 127 - 140.

LECLERCQ, L. 1988. Utilisation de trois indices, chimique, diatomique et biocénotique pour l'évaluation de la qualité de l'eau de la Joncquièrre, Rivière calcaire polluée par le village de Doische (Belgique, Prov. Namur). *Mém. Soc. Roy. Bot. Belg.* 10: 26 - 34.

LECLERCQ, L. 1989. Fiabilité de l'estimation du niveau de pollution organique des eaux courantes par les diatomées et efficacité de leur pouvoir intégrateur. *Cryptogamie, Algal.* 10 (2): 87 - 100.

LECLERCQ, L. & DEPIEREUX, E. 1987. Typologie des rivières oligotrophes du massif Ardennais (Belgique) par l'analyse multivariée de relevés de diatomées benthiques. *Hydrobiologia* 153: 175 - 192.

LECLERCQ, L. & MAQUET, B. 1987. Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante. Application au Samson et à ses affluents. Comparaison avec d'autres indices chimiques, biocénotiques et diatomiques. *Inst. Roy. Sc. Natur. Belg., Documents de Travail* 38: 113 pp.

- LEE, L. H., CHU, L. I.-YU. & JOU, H.-L. 1991. Effect of Aluminum and pH on the growth of *Anacystis nidulans*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **46**: 720 - 726.
- LEE, L. L., LUSTIGMAN, B. & MACCARI, J. 1993. Effect of Copper on the Growth of *Anacystis nidulans*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **50**: 600 - 607.
- LEFEVRE, M. 1958. Contribution à la connaissance des bactéries des collections d'eau stagnantes et de leur rôle en hydrobiologie. *Hydrobiologia* **XII** (1): 55 - 72.
- LENOIR, A. & COSTE, M. 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In: Use of algae for monitoring rivers II. B. A. Whitton & E. Rott (eds.). Institut für Botanik, Universität Innsbruck: 29 - 43.
- LEWIS, M. A. 1993. 3. Freshwater Primary Producers. In: Handbook of Ecotoxicology. Volume I. P. Calow (ed.). Blackwell Scientific Publications, London: 28 - 50.
- LLOYD, M., & GHELARDI, R. J. 1964. A table for calculating the "equitability" component of species diversity. *J. Anim. Ecol.* **33**: 217 - 225.
- LOWE, R. L. 1975. Comparative ultrastructure of the valves of some *Cyclotella* species (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* **11** (4): 415 - 424.
- LOWE, R. L. & BUSCH, D. E. 1975. Morphological observations on two species of the diatom genus *Thalassiosira* from fresh-water habitats in Ohio. *Trans. Amer. Microsc. Soc.* **94**: 118 - 123.
- LOWE, R. L. & PAN, Y. 1996. 22. Benthic Algal Communities as Biological Monitors. In: Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems. R. J. Stevenson, M. L. Bothwell & R. L. Lowe (eds.). Academic Press, New York: 705 - 739.
- LUND, J., KIPLING, C. & LE CREN, E. 1958. The Inverted Microscope Method of Estimating Algal Numbers and the Statistical Basis of Estimations by Counting. *Hydrobiologia* **11** (2): 143 - 170.
- MALLICK, N. & RAI, L. C. 1989. Response of *Anabaena doliolum* to bimetallic combinations of Cu, Ni and Fe with special reference to sequential addition. *Journal of Applied Phycology* **1**: 301 - 306.
- MARN DRARN CENTRO. 1994. Bacia Hidrográfica do Vouga. Conselho de Bacia. Aveiro - Maio 1994.

MARN DRARN CENTRO. 1995. Bacia Hidrográfica do Vouga. Conselho de Bacia. 4ª Reunião. Sever do Vouga - Junho 1995.

MARQUES, M. C. P. V. 1993. Monografia de Vale de Cambra. Câmara Municipal de Vale de Cambra (ed.). 228 pp.

MARTIN, R. B. 1986. 2. Bioinorganic Chemistry of Metal Ion Toxicity. In: Metal ions in biological systems. Volume 20. Concepts on metal ion toxicity. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc., New York: 21 - 65.

MATSUNAGA, K., TANI, K., KUDO, I., ABE, K. & TOYA, K. 1987. Behavior of Dissolved Manganese in Lake Ohnuma. *Jpn. J. Limnol.* 48 (4): 243-247.

McBRIDE, T. P. 1988. Obtaining Representative Samples of Diatom Assemblages for Ecological Studies. Proceedings of the Ninth International Diatom Symposium Bristol, August 24 - 30, 1986. F. E. Round (ed.). Biopress, Ltd., Bristol and Koeltz Scientific Books, Koenigstein: 41 - 47.

McCORMICK, P. V. & CAIRNS Jr., J. 1994. Algae as indicators of environmental change. *Journal of Applied Phycology* 28 (1): 117 - 133.

McINTIRE, C. D. 1966. Some effects of current velocity on periphyton communities in laboratory streams. *Hydrobiologia* 27:559 - 570.

MERINO, V., GARCÍA J. AND HERNÁNDEZ-MARINÉ M. 1995. Use of diatoms for pollution monitoring in the Valira Basin (Andorra). Proceedings of the Thirteenth International Diatom Symposium, Maratea, Italy, 1st - 7th September 1994. D. Marino & M. Montresor (eds.). Biopress Limited, Bristol: 107 - 119.

METAXAS, A. & LEWIS, A. G. 1991. Interactions between two species of marine diatoms: effects on their individual copper tolerance. *Marine Biology* 109: 407 - 415.

MEYBECK, M. CHAPMAN, D. & HELMER, R. (eds.). 1989. Global fresh water quality: a first assessment. Blackwell Reference, Oxford.

MIERLE, G. & STOKES, P. M. 1976. Heavy Metal Tolerance and Metal Accumulation by Planktonic Algae. *Trace Subst. Environ. Health* 10: 113 - 122.

- MOREIRA DE SÁ, C. P. 1991. A análise digital de imagem na caracterização de microestruturas e superfícies de materiais. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- MOREL, N. M. L., RUETER, J. G. & MOREL, F. M. M. 1978. Copper toxicity to *Skeletonema costatum* (Bacillariophyceae). *J. Phycol.* 14: 43 - 48.
- MOUNT, D. I. 1995. Chapter 6. Development and Current Use of Single Species Aquatic Toxicity Tests. In: Ecological Toxicity Testing. Scale, Complexity, and Relevance. J. Cairns Jr. & B. R. Niederlehner (eds.). Lewis Publishers, London: 97 - 104.
- MPAT MARN. 1993. Relatório do Estado do ambiente e ordenamento do território. Volume II. Ambiente: 251 pp + anexo.
- MURPHY, J. A. 1982. Considerations, materials, and procedures for specimen mounting prior to Scanning Electron Microscopic examination. *Scanning Electron Microscopy II*: 657-696.
- NAKASHIMA, H. & MAJESWSKA, S. A. 1992. X-ray microanalysis of fertile and male-sterile pollen grains of potato, EUREM 92, Granada Spain. *Electron Microscopy 3*: 459-460.
- NAKASHIMA, H., MAJESWSKA, S. A., SHIMAMOTO, Y. & ITOH, T. 1993. X-ray Microanalysis of Pollen Grain Surface of Sugarbeet (*Beta vulgaris* L.) and Maize (*Zea mays* L.). *Jpn. J. Palynol.* 39 (2): 97-102.
- NATHAR KHAN, I. S. A. 1991. Effect of urban and industrial wastes on species diversity of the diatom community in a tropical river, Malaysia. *Hydrobiologia* 224: 175 - 184.
- NETER, J., WASSERMANN, W. & KUTNER, M. 1985. Chapter 4. Diagnostics and Remedial Measures - 1. In: Applied Linear Statistical Models. 2nd ed. R. E. Irwin (ed.), Homewood, Illinois: 113 - 151.
- NICHOLS, H. W. 1973. I. Growth media-freshwater. In: Handbook of Phycological Methods. Culture Methods and Growth Measurements. J. R. Stein (ed.). Cambridge University Press, Cambridge: 8 - 23.
- NIEDERLEHNER, B. R. & CAIRNS Jr., J. 1990. Effects of Ammonia on Periphytic Communities. *Environmental Pollution* 66: 207 - 221.

NISBET, M. & VERNEAUX, J. 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annls. Limnol.* 6 (2): 161 - 190.

O'CONNELL, J. M., REAVIE, E. D. & SMOL, J. P. 1997. Assessment of water quality using epiphytic diatom assemblages on *Cladophora* from the St. Lawrence river (Canada). *Diatom Research* 12 (1): 55 - 70.

O'FARRELL, I. & IZAGUIRRE, I. 1994. Phytoplankton ecology and limnology of the River Uruguay Lower Basin (Argentina). *Arch. Hydrobiol./ Suppl.* 99 (1/2): 155 - 179.

O'HALLORAN, T. V. 1989. Chapter 3. Metalloregulatory Proteins: Metal - Responsive Molecular Switches Governing Gene Expression. In: Metal ions in biological systems. Volume 25. Interrelations among metal ions, enzymes, and gene expression. H. Sigel & A. Sigel (eds): 105 - 146.

OEMKE, M. P. & BURTON, M. 1986. Diatom colonization dynamics in a lotic system. *Hydrobiologia* 139: 153 - 166.

OLIVEIRA, M. R. 1982. Influência do cobre na comunidade fitoplanctônica da albufeira de Venda Nova. *Bol. Inst. Nac. Invest. Pescas* (7): 21 - 59.

OLIVEIRA, R. 1985. Phytoplankton communities response to a mine effluent rich in copper. *Hydrobiologia* 128: 61 - 69.

OLIVEIRA, R., MONTEIRO, T., CABEÇADAS, C., VALE, C. & BROGUEIRA, M. J. 1985. A mine waste discharge rich in copper - an example of effects on planktonic communities. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 2395 - 2404.

PAGENKOPF, G. K. 1986. 4. Metal Ion Speciation and Toxicity in Aquatic Systems. In: Metal ions in biological systems. Volume 20. Concepts on metal ion toxicity. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc, New York: 101-118.

PASTERNAK, K. 1973. The spreading of heavy metals in flowing waters in the region of occurrence of natural deposits and of the zinc and lead industry. *Acta Hydrobiol.* 15 (2): 145 - 166.

PATRICK, R., HOHN, M. H. & WALLACE, J. H. 1954. A new method for determining the pattern of the diatom flora. *Notulae Naturae* 259: 1 - 12.

- PETERSON, H. G., HEALEY, F. P. & WAGEMANN, R. 1984. Metal toxicity to algae: a highly pH dependent phenomenon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **41**: 974 - 979.
- PETTERSSON, A., HÄLLBOM, L. & BERGMAN, B. 1985. Physiological and structural responses of the cyanobacterium *Anabaena cylindrica* to aluminium. *Physiol. Plant.* **63**: 153 - 158.
- PETTERSSON, A., HÄLLBOM, L. & BERGMAN, B. 1986. Aluminium Uptake by *Anabaena cylindrica*. *Journal of General Microbiology* **132**: 1771 - 1774.
- PIPP, E. 1997. Klassifikation oberösterreichischer Fließgewässer anhand der Kieselalgenzusammensetzung, AMT der Oberösterreichischen Landesregierung, uneterabteilung Gewässerschutz, Linz, Austria, 187 pp.
- PLANO DIRECTOR MUNICIPAL DE ALBERGARIA-À-VELHA. 1995. Estudos de Caracterização. Enquadramento Regional. O Espaço Físico. 27 pp + anexos.
- PRICE, N. M. & MOREL, F. M. M. 1991. Colimitation of phytoplankton growth by nickel and nitrogen. *Limnol. Oceanogr.* **36** (6): 1071-1077.
- PRINGSHEIM, E. G. 1946. Pure Cultures Of Algae. Their Preparation & Maintenance. Cambridge University Press, New York, 119 pp.
- PRYGIEL, J. & COSTE, M. 1993a. The assessment of water quality in the Artois - Picardie water basin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia* **269/270**: 343 - 349.
- PRYGIEL, J. & COSTE, M. 1993b. Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie: bilan et perspectives. *Annls Limnol.* **29** (3-4): 255 - 267.
- PRYGIEL, J. & COSTE, M. 1995. Les diatomées et le diagnostic de la qualité des eaux courantes continentales: les principales méthodes indicielles. *Vie Milieu* **45** (3/4): 179 - 186.
- RACHLIN, J. W., JENSEN, T. E. & WARKENTINE, B. 1983. The Growth response of the diatom *Navicula incerta* to selected concentrations of the metals: cadmium, copper, lead and zinc. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **110** (2): 217 - 223.
- RAI, L. C., JENSEN, T. E. & RACHLIN, J. W. 1990. A Morphometric and X-ray Energy Dispersive Approach to Monitorig pH-Altered Cadmium Toxicity in *Anabaena flos-aquae*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **19**: 479-487.

RAI, U. N. & CHANDRA, P. 1992. Accumulation of copper, lead, manganese and iron by field populations of *Hydrodictyon reticulatum* (Linn.) Lagerheim. *The Science of the Total Environment* 116: 203 - 211.

RAWLENCE, D. J. 1988. Experiment 6. *Selenastrum capricornutum* Printz algal assay: bottle test for determination of limiting nutrient status. In: *Experimental Phycology. a Laboratory Manual*. C. S. Lobban, D. J. Chapman & B. P. Kremer (eds.). Cambridge University Press, Cambridge: 56 - 63.

REICHARDT, E. 1986. Ultrastructural Elements of Some Forms of *Stephanodiscus* Ehr. (Bacillariophyceae). Observed in the Light Microscope. *Nova Hedwigia* 42 (1 - 4): 283 - 294.

REISEN, W. K. & SPENCER, D. J. 1970. Succession and current demand relationships of diatoms on artificial substrates in Prater's Creek, South Carolina. *J. Phycol.* 6:117 - 121.

RENGEL, Z. 1992. Role of calcium in aluminium toxicity. *New Phytol.* 121: 499-513.

REYNOLDS, G. L. & HAMILTON-TAYLOR J. 1992. The role of planktonic algae in the cycling of Zn and Cu in a productive soft-water lake. *Limnol. Oceanogr.* 37 (8): 1759 - 1769.

RHEE, G.-Y- 1989. Continuous culture algal bioassays for organic pollutants in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 188/189: 247 - 257.

RINO, J. M. A. & GIL, M. C. P. 1987. Diatomáceas do rio Cértima - Estudo preliminar. *Rev. Biol. U. Aveiro* 1:53 - 103.

RIZET, M., RICARD, M. M. & GLORIEUX. 1977. Culture de "*Synedra ulna*" in vitro. Toxicité du cuivre et du zinc. C. R. 22^e Congr. A. F. L. Metz, Mai 1977 'Eau et l'Industrie' 17: 87 - 87.

RODIER, J. 1971. L'analyse chimique et physico-chimique de l'eau. Dunod, Paris. 700 pp.

RODRIGUES, A. M. J. 1992. Avaliação do estado ambiental de um estuário de uso múltiplo, através da análise de comunidades biosedimentares. Estuário do Sado, Portugal. Dissertação de Doutoramento. Universidade de Stirling, Escócia. 364 pp.

ROEDER, D. R. 1977. Relationships between phytoplankton periphyton in a central Iowa stream. *Hydrobiologia* 56 (2): 145 - 151.

- ROSKO, J. J. & RACHLIN, J. W. 1975. The effect of copper, zinc, cobalt and manganese on the growth of the marine diatom *Nitzschia closterium*. *Bulletin of The Torrey Botanical Club* **102** (3): 100-106.
- ROUND, F. E. 1970. The delineation of the genera *Cyclotella* and *Stephanodiscus* by light microscopy, transmission and reflecting electron microscopy. *Beiff. zur Nova Hedwigia* **31**: 591 -613.
- ROUND, F. E. 1982. *Cyclostephanus* - a new genus within the Sceletonemaceae. *Arch. Protistenk.* **125** (1 -4): 323 - 329.
- ROUND, F. E. 1991. Diatoms in river water - monitoring studies. *Journal of Applied Phycology* **3**: 129 - 145.
- ROUND, F. E., CRAWFORD, R. M. & MANN, D. G. 1992. The Diatoms. Biology & Morphology of the Genera. Cambridge University Press, (2nd ed.) Cambridge, 747 pp.
- ROUND, F. E. & HÅKANSSON, H. 1992. Cyclotelloid species from a diatomite in the Harz Mountains, Germany, including *Pliocaenicus* gen. nov. *Diatom Research* **7** (1): 109 -125.
- RUSHFORTH, S. R., BROTHERSON, J. D., FUNGLADDA, N. & EVESON, W. E. 1981. The effects of dissolved heavy metals on attached diatoms in the Uintah Basin of Utah, U.S.A. *Hydrobiologia* **83** (2): 313-323.
- SAMSON, G. & POPOVIC, R. 1988. Use of Algal Fluorescence for Determination of Phytotoxicity of Heavy Metals and Pesticides as Environmental Pollutants. *Ecotoxicology and Environmental Safety* **16**: 272 - 278.
- SCHOEMAN, F. R. 1979. A method for the quantitative and qualitative determination of planktonic diatoms. *J. Limnol. Soc. Sth. Afr.* **5** (2): 107 - 109.
- SICKO-GOAD, L. 1982. A Morphometric Analysis of Algal Response to Low Dose, Short-Term Heavy Metal Exposure. *Protoplasma* **110**: 75 - 86.
- SICKO-GOAD, L. & LAZINSKY, D. 1986. Quantitative Ultrastructural Changes Associated with Lead-coupled Luxury Phosphat Uptake and Polyphosphate Utilization. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* **15**: 617-627.

SICKO-GOAD, L. & STOERMER, E. F. 1979. A Morphometric Study of Lead and Copper Effects on *Diatoma tenue* var. *elongatum* (Bacillariophyta). *Journal of Phycology* 15: 316-321.

SILVA, E. A. F. DA. 1995. Geoquímica dos elementos maiores e vestigiais em sistemas perturbados. Contribuição para a a caracterização ambiental do concelho de Águeda utilizando meios amostrais diferenciados. Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Geociências.

SLÁDECEK, V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. *Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol.* 7: 1-218.

SLÁDECEK, V. 1986. Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 14 (5): 555 - 566.

SMITH, M. A. 1983. The Effect of Heavy Metals on the Cytoplasmic Fine Structure of *Skeletonema costatum* (Bacillariophyta). *Protoplasma* 116: 14-23.

SOKAL, R. R. & ROHLF, F. J. 1987. (2nd ed.). Introduction to Biostatistics. W. H. Freeman and Company (ed.), New York. 363 pp.

SORENTINO, C. 1985. Copper resistance in *Hormidium fluitans* (Gay) Heering (Ulotrichaceae, Chlorophyceae). *Phycologia* 24 (3): 366 - 368.

SPELLER, F. M. 1990. A contribution to our knowledge of the Taxonomy of discoidal centric diatoms based upon observations of populations from the River Thames, England. *Hydrobiologia* 190: 15 - 32.

SPOSITO, G. 1986. 1. Distribution of Potentially Hazardous Trace Metals. In: Metal ions in biological systems. Volume 20. Concepts on metal ion toxicity. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc, New York: 1-20.

STATHAM, P. 1980. Problems of Qualitative Quantitative Analysis with Energy Spectrometry. *J. Microsc. Spectrosc. Electron.* 5: 47-61.

STAUBER, J. L. & FLORENCE, T. M. 1985a. The influence of iron on copper toxicity to the marine diatom, *Nitzschia closterium* (Ehrenberg) W. Smith. *Aquatic Toxicology* 6: 297 - 305.

- STAUBER, J. L. & FLORENCE, T. M. 1985b. Interactions of copper and manganese: a mechanism by which manganese alleviates copper toxicity to the marine diatom, *Nitzschia closterium* (Ehrenberg). W. Smith. *Aquatic Toxicology* 7: 241-254.
- STAUBER, J. L. & FLORENCE, T. M. 1987. Mechanism of toxicity of ionic copper and copper complexes to algae. *Marine Biology* 94: 511-519.
- STAUBER, J. L. & FLORENCE, T. M. 1989. The effect of culture medium on metal toxicity to the marine diatom *Nitzschia closterium* and the freshwater green alga *Chlorella Pyrenoidosa*. *Water Research* 23 (7): 907 - 911.
- STEPAN-SARKISSIAN, G. & GREY, D. 1990. Chapter 2. Growth Determination and Medium Analysis. In: Methods in Molecular Biology. Volume 6. Plant Cell and Tissue Culture. J. W. Pollard & J. M. Walker (eds.). Humana Press, New Jersey: 13 - 27.
- STEVENSON, R. J. & PETERSON, C. G. 1989. Variation in benthic diatom (Bacillariophyceae) immigration with habitat characteristics and cell morphology. *J. Phycol.* 25: 120 - 129.
- STOERMER, E. F. & HÅKANSSON, H. 1984. *Stephanodiscus parvus*: Validation of an Enigmatic and Widely Misconstrued Taxon. *Nova Hedwigia* 39: 497 - 511.
- STOKES, P. 1988. Chapter 2. Nickel in Aquatic Systems. In: Metal ions in biological systems. Volume 23. Nickel and its role in biology. H. Sigel & A. Sigel (eds.) Marcel Dekker, Inc, New York: 31 - 44.
- STOLZENBERG, H.-C. & DRAEGER, S. 1988. Die makrophytischen Aufwuchsalgen der stark metallkontaminierten Oker (Ost - Niedersachsen). *Braunsch. naturkd. Schr.* 3 (1): 243 - 254.
- STRICKLAND, J. & PARSONS, T. 1972. (2nd ed.). A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fisheries Research Board of Canada Bulletin n° 167. Ottawa.
- SULLIVAN, M. J. 1984. Mathematical Expression of Diatom Results. Are these "Pollution Indices" Valid and Useful ? Proc. of the 8th Diatom Symposium, Paris, August 1984. Koeltz Koenigstein. Publ.: 772 - 776.
- SUNDA, W. & GUILLARD, R. R. L. 1976. The relationship between cupric ion activity and the toxicity of copper to phytoplankton. *J. Mar. Res.* 34: 511 - 529.

- TAKAMURA, N., HATAKEYAMA, S. & SUGAYA, Y. 1990. Seasonal Changes in Species Composition and Production of Periphyton in an Urban River Running through an Abandoned Copper Mining Region. *Jpn. J. Limnol.* 51 (4): 225-235.
- TAKAMURA, N., KASAI, F. & WATANABE, M. M. 1989. Effects of Cu, Cd and Zn on photosynthesis of freshwater benthic algae. *Journal of Applied Phycology* 1: 39 - 52.
- TAKAMURA, N., KASAI, F. & WATANABE, M. M. 1990. Unique response of Cyanophyceae to copper. *Journal of Applied Phycology* 2: 293 - 296.
- TEN CATE, J. H., MAASDAM, R. & ROIJACKERS, R. M. M. 1993. Perspectives for the use of diatom assemblages in the water management policy of Overijssel (The Netherlands). *Hydrobiologia* 269/270: 351 - 359.
- TER BRAAK, C. J. F. 1986. Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67 (5): 1167 - 1179.
- TER BRAAK, C. J. F. 1988. CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Report LWA - 88-02. Agricultural Mathematics Group, Wageningen. 95 pp.
- TER BRAAK, C. J. F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.1. Agricultural Mathematics Group, Wageningen. 35 pp.
- TER BRAAK, C. J. F. 1994. Canonical community ordination. Part I: Basic theory and linear methods. *Ecoscience* 1 (2): 127 - 140.
- TER BRAAK, C. J. F. & BARENDREGT, L. G. 1986. Weighted Averaging of Species Indicator Values: Its Efficiency in Environmental Calibration. *Mathematical Biosciences* 78: 57 - 72.
- TER BRAAK, C. J. F. & JUGGINS, S. 1993. Weighted averaging partial least squares regression (WAPLS): an improved method for reconstructing environmental variables from species assemblages. *Hydrobiologia* 269/270: 485 - 502.
- TER BRAAK, C. J. F. & LOOMAN, C. W. N. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65: 3 - 11.

- TER BRAAK, C. J. F. & PRENTICE, C. 1988. A Theory of Gradient Analysis. *Advances in Ecological Research* 18: 271 - 317.
- TER BRAAK, C. J. F. & VERDONSCHOT, P. F. M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57(3): 255 - 289.
- TESSIER, A., BUFFLE, J. & CAMPBELL, P. G. C. 1994. Chapter 6. Uptake of Trace Metals by Aquatic Organisms. In: Chemical and Biological Regulation of Aquatic Systems. J. Buffle & R. R. De Vitre. Lewis Publishers CRC, Press, Inc.: 197-230.
- THOMPSON, P.-A. & CÔTÉ, R. 1985. Influence de la spéciation du cuivre sur les populations phytoplanctoniques naturelles de la rivière du Saguenay, Québec, Canada. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 70 (5): 711 - 731.
- TIPPET, R. 1970. Artificial surfaces as a method of studying populations of benthic micro-algae in fresh water. *Br. phycol. J.* 5 (2): 187 - 199.
- TRAAEN, T. S. & LINDSTROM, E.-A. 1983. Chapter 13. Influence of current velocity on periphyton distribution. In: Periphyton of Freshwater Ecosystems. R. G. Wetzel (ed.). Dr. W. Junk Publishers - The Hague: 97 - 99.
- TROLLOPE, D. R. & EVANS, B. 1976. Concentrations of copper, iron, lead, nickel and zinc in freshwater algal blooms. *Environ. Pollut.* 11: 109-116.
- TUBBING, D. M. J., ADMIRAAL, W., CLEVEN, R. F. M. J., IQBAL, M., VAN DE MEENT, D. & VERWEIJ, W. 1994. The contribution of complexed copper to the metabolic inhibition of algae and bacteria in synthetic media and river water. *Wat. Res.* 28 (1): 37 - 44.
- TURNER, D. R. 1984. Chapter 5. Relationships between biological availability and chemical measurements. In: Metal ions in biological systems. Volume 18: Circulation of metals in the environment. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc, New York: 137-164.
- TWISS, M. R. & NALEWAJKO, C. 1992. Influence of phosphorus nutrition on copper toxicity to three strains of *Scenedesmus acutus* (Chlorophyceae). *J. Phycol.* 28: 291 - 298.
- VAN DAM, H. 1974. The Suitability of Diatoms for Biological Water Assessment. *Hydrobiological Bull.* 8 (3): 274 - 284.

-
- VAN DAM, H. & MERTENS, A. 1990. A comparison of recent epilithic diatom assemblages from the industrially acidified and copper polluted lake Orta (Northern Italy) with old literature data. *Diatom Research* 5 (1): 1 - 13.
- VAN DAM, H., MERTENS, A. & SINKELDAM, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 28 (1): 117 - 133.
- VAN DEN BERG, C. M. G., WONG, P. T. S. & CHAU, Y. K. 1979. Measurement of Complexing Materials Excreted from Algae and Their Ability to Ameliorate Copper Toxicity. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 901 - 905.
- VERMA, S. K., SINGH, R. K. & SINGH, S. P. 1993. Copper Toxicity and Phosphate Utilization in the Cyanobacterium *Nostoc calcicola*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 192 - 198.
- VYMAZAL, J. 1984. Short - term uptake of heavy metals by periphyton algae. *Hydrobiologia* 119: 171 - 179.
- WAITE, T. D. 1984. Toxic Metals and Water Quality. In: Water Resources and Water Quality Management. Principles of Water Quality. Academic Press, Inc. 274 pp.
- WASHINGTON, H. S. 1984. Diversity, Biotic and Similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18 (6): 653 - 694.
- WATANABE, M. M. & SATAKE, K. N. (eds.). 1991. NIES - Collection, List of Strains. Microalgae and Protozoa. 3rd ed. National Institute for Environmental Studies, 163 pp.
- WATANABE, T., CAPBLANCO, J. & DAUTA, A. 1988. Utilisation des bioessais "in situ" (substrats artificiels) pour caractériser la qualité des eaux du riviére à l'aide du périphyton. *Annls. Limnol.* 24 (2): 111 - 125.
- WEBER, C. I. & McFARLAND, B. H. 1981. Effects of Copper on the Periphyton of a Small Calcareous Stream. Ecological Assessments of Effluent Impacts on Communities of Indigenous Aquatic Organisms. ASTM STP 730, J. M. Bates & C. I. Weber (eds.). American Society for Testing and Materials: 101 - 131.

WHITTON, B. A., BURROWS, I. G. & KELLY, M. G. 1989. Use of *Cladophora glomerata* to monitor heavy metals in rivers. *Journal of Applied Phycology* 1: 293-299.

WHITTON, B. A. & SAY, P. J. 1975. 13. Heavy Metals. In: Studies in Ecology. Volume 2. River Ecology. B. A. Whitton (ed.). Blackwell Scientific Publications, Oxford: 286 - 311.

WILLIAMS, L. G. & MOUNT, D. I. 1965. Influence of Zinc on Periphytic Communities. *Amer. Jour. Bot.* 52 (1): 26 - 34.

WILMOTTE, A., GOFFART, A. & DEMOULIN, V. 1988. Studies of Marine Epiphytic Algae, Calvi, Corsica. I. Determination of Minimal Sampling Areas for Microscopic Algal Epiphytes. *Br. phycol. J.* 23: 251 - 258.

WONG, P. T. S., CHAU, Y. K. & LUXON, P. L. 1978. Toxicity of a Mixture of Metals on Freshwater Algae. *J. Fish. Res. Board Can.* 35: 479 - 481.

WONG, S. L., NAKAMOTO, L. & WAINWRIGHT, J. F. 1994. Identification of toxic metals in affected algal cells in assays of wastewaters. *J. Appl. Phycol.* 6: 405 - 414.

WOOD, J. M. 1984. Chapter 7. Evolutionary aspects of metal ion transport through cell membranes. In: Metal ions in biological systems. Volume 18. Circulation of metals in the environment. H. Sigel (ed.). Marcel Dekker, Inc, New York: 223-237.

YUDUAN, W., CIMEI, C. & LONGFA, W. 1987. Relationship between heavy metal pollution and water productivity in Xiamen Estuarine Harbor. *Chin. J. Oceanol. Limnol.* 5 (3): 205 - 216.

ZELINKA, M. & MARVAN, P. 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 389 - 407.

ANEXO 1

Parâmetros físico-químicos determinados nas águas.

l.d. - limite de detecção do método.

-- valores não determinados.

Unidades

Temp. - Temperatura em °C.

Vel. Corr. - Velocidade da corrente em cm s^{-1} .

Cond. 20 °C - Condutividade a 20 °C em $\mu\text{mhos cm}^{-1}$.

CBO₅ - Carência Bioquímica de Oxigénio em mg l^{-1} de oxigénio.

CQO (Mn) e CQO (Cr₂O₇) - Carência Química de Oxigénio em mg l^{-1} de oxigénio.

Restantes valores em mg l^{-1} .

1 Rio Antuã - Minhoteira

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
22.04.92	11,3	—	6,8	211	162	8,6	81,0	1,9	18	8,3	31,0	37,8	33	9	3,6	38,1	4,6	0,61	0,177	1,739	0,579	4,8
20.05.92	14,0	67	7,2	265	204	6,6	65,6	3,4	42	8,3	78,0	95,2	47	9	5,4	52,6	7,0	0,01	0,019	2,828	2,111	6,5
17.06.92	18,1	21	7,2	282	217	7,2	78,5	2,0	30	10,0	60,0	73,2	40	8	4,8	44,8	4,4	0,66	0,177	2,648	1,000	6,1
15.07.92	20,5	—	7,2	436	312	4,4	50,2	4,3	45	9,4	140,0	170,8	38	10	7,8	51,5	8,0	0,06	0,025	3,343	4,044	7,5
12.08.92	17,2	—	7,6	555	397	6,9	74,0	5,1	32	2,6	150,0	183,0	55	13	5,4	62,3	7,9	0,07	0,029	4,040	2,609	7,6
09.09.92	15,8	—	7,2	584	418	4,7	49,0	9,6	83	54,3	161,0	196,4	58	18	4,2	90,1	12,2	0,06	0,023	2,828	4,932	9,0
07.10.92	12,5	37	6,9	480	343	5,5	53,4	10,9	111	62,7	107,0	130,5	55	14	6,6	48,5	9,6	0,00	0,013	2,980	1,870	7,4
05.11.92	13,3	72	6,7	340	244	9,4	92,8	2,5	42	18,8	30,0	36,6	44	10	4,2	42,1	3,6	2,27	0,290	1,680	0,193	5,4
30.11.92	12,9	33	6,8	225	173	9,0	88,1	1,8	15	2,1	24,0	29,3	19	9	2,4	22,8	3,1	2,42	0,173	1,717	0,267	4,9
29.12.92	8,8	51	6,9	292	225	10,9	96,9	1,4	21	7,2	15,0	18,3	44	14	3,6	22,8	2,9	1,09	0,142	1,491	0,123	4,9
27.01.93	7,5	48	6,5	290	223	11,2	96,5	1,3	5	8,1	18,0	22,0	35	9	1,8	26,6	2,7	3,35	0,116	1,160	0,157	4,8
24.02.93	7,7	40	6,8	288	222	11,2	97,4	0,8	10	5,2	32,0	39,0	29	10	4,8	26,1	3,1	2,27	0,155	1,209	0,468	4,6
24.03.93	13,3	35	7,0	258	199	8,5	83,9	2,0	16	6,0	41,0	50,0	34	10	3,6	30,4	3,6	1,59	0,148	1,565	0,533	5,0
21.04.93	13,6	55	7,2	268	206	8,9	88,5	2,1	25	7,8	46,0	56,1	35	8	4,2	21,9	3,6	1,53	0,207	2,020	0,626	5,3
19.05.93	12,4	48	6,9	252	194	9,6	92,8	1,3	18	4,3	30,0	36,6	28	20	6,0	15,0	3,1	2,20	0,187	1,177	0,384	4,9
14.06.93	15,7	69	7,1	176	136	9,1	94,6	1,3	7	2,4	24	29,3	30	8	2,4	20,6	2,8	1,64	0,150	1,491	0,404	4,9

2 Rio Antuã - Estarreja

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
22.04.92	12,0	—	6,9	243	187	7,9	75,8	1,5	22	7,4	42,0	51,2	38	13	1,8	43,4	5,2	0,84	0,198	1,290	0,749	5,1
20.05.92	15,0	31	7,0	303	233	4,0	41,0	2,5	27	4,7	66,0	80,5	42	8	6,0	44,7	5,9	-0,84	0,168	2,551	1,228	5,9
17.06.92	18,7	20	6,8	247	190	5,0	55,2	1,6	18	14,0	48,0	58,6	38	10	3,6	40,5	4,3	2,14	0,185	1,426	0,912	5,6
15.07.92	20,5	—	7,0	465	333	1,2	13,7	2,6	17	11,4	131,0	159,8	45	13	5,4	54,8	7,1	0,11	0,082	3,630	1,400	6,5
12.08.92	17,7	—	7,3	600	430	1,5	16,2	4,3	34	5,7	204,0	248,9	72	13	1,4	84,3	9,3	0,06	0,011	3,730	2,111	7,2
09.09.92	16,8	—	7,0	538	385	2,4	25,5	2,8	28	12,1	130,0	158,6	62	14	31,2	84,6	7,8	0,30	0,182	3,540	1,228	8,0
07.10.92	13,1	38	6,9	448	321	2,5	24,6	2,8	20	2,9	94,0	114,7	54	14	4,8	46,6	6,6	0,66	0,113	3,435	1,627	6,4
05.11.92	13,9	60	6,4	162	153	7,7	77,0	2,5	47	4,8	35,0	42,7	33	10	4,2	29,4	4,0	2,50	0,182	1,353	0,229	5,3
30.11.92	12,7	25	6,6	250	192	7,9	76,9	1,3	16	2,8	29,0	35,3	42	9	4,8	26,2	3,6	2,67	0,168	1,601	0,404	5,1
29.12.92	8,9	44	6,8	238	183	9,9	88,2	1,0	11	4,4	24,0	29,3	32	13	2,4	22,2	2,8	2,58	0,113	0,596	0,193	4,6
27.01.93	7,5	97	6,5	262	202	10,3	88,7	0,8	23	8,0	20,0	24,4	31	11	1,8	23,5	2,7	3,50	0,085	0,552	0,106	4,4
24.02.93	8,3	46	6,6	310	238	9,4	82,6	0,7	3	2,7	31,0	37,8	31	11	2,4	28,4	3,1	2,98	0,110	1,116	0,364	4,5
24.03.93	13,4	32	6,8	257	198	7,4	73,2	2,4	14	5,6	33,0	40,3	35	9	4,2	30,0	3,9	2,07	0,222	1,037	0,511	4,8
21.04.93	13,8	32	6,8	278	214	7,3	72,9	1,7	26	8,5	41,0	50,0	36	10	3,6	23,5	4,0	1,84	0,209	1,322	0,602	5,3
19.05.93	12,7	58	6,6	250	192	8,4	81,8	1,1	15	4,4	30,0	36,6	31	18	7,2	14,3	3,3	2,42	0,134	0,628	0,305	4,9
14.06.93	15,9	37	6,8	165	156	8,5	88,7	1,0	9	2,3	21,0	25,6	27	8	4,2	18,4	2,8	2,20	0,116	0,620	0,305	4,8

3 Rio Cértima - Vale de Estevão

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃)	N(NO ₂)	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
22.04.92	13,2	—	7,6	706	505	9,0	88,7	1,3	7	2,9	204,0	248,9	40	108	9,0	30,7	4,2	2,27	0,122	0,253	0,724	2,9
20.05.92	18,5	74	7,5	994	754	5,8	63,7	1,8	24	3,1	230,0	280,6	48	147	27,0	41,3	4,9	0,02	0,005	0,143	1,751	4,1
17.06.92	19,8	97	7,3	753	539	3,8	42,8	1,5	17	8,0	210,0	256,2	47	124	9,6	37,6	4,7	0,20	0,049	0,827	2,666	4,1
15.07.92	20,5	—	7,3	1188	901	0,3	3,4	2,2	10	9,4	255,0	311,1	39	152	33,0	29,5	5,7	1,0	0,003	2,410	1,930	5,3
12.08.92	19,0	—	7,3	1340	1017	2,4	26,6	1,6	8	2,6	263,0	320,9	39	203	34,2	29,9	5,3	0,26	0,035	2,649	1,031	5,3
09.09.92	18,2	—	7,3	1408	1068	0,1	1,1	5,1	60	41,7	360,0	439,2	55	144	54,0	101,0	9,6	1,0	0,015	2,101	2,478	7,0
07.10.92	15,0	—	7,4	1393	1056	0,2	2,1	7,2	43	40,5	395,0	481,9	51	203	21,6	38,7	59,4	1,0	0,007	1,958	2,294	6,1
05.11.92	15,0	111	7,1	752	539	3,6	36,9	2,2	14	1,0	183,0	223,3	46	100	13,2	29,1	5,7	1,06	0,241	0,699	1,338	4,8
30.11.92	13,6	69	7,4	745	533	6,1	60,6	1,5	14	0,9	167,0	203,7	39	80	27,6	25,9	4,9	2,35	0,113	0,880	1,160	3,8
29.12.92	11,2	—	7,6	646	462	9,0	84,8	1,0	17	0,1	157,0	191,5	36	82	10,2	21,3	3,9	2,58	0,100	0,524	0,489	4,1
27.01.93	9,3	90	7,5	732	524	9,7	87,3	1,1	0	2,2	163,0	198,9	38	97	10,2	22,8	3,7	3,67	0,074	0,325	0,425	3,5
24.02.93	10,4	85	7,6	749	536	9,9	91,5	0,5	0	1,5	172,0	209,8	36	94	12,6	22,2	3,5	3,22	0,085	0,353	0,404	2,6
24.03.93	15,0	75	7,5	685	490	7,3	74,8	1,6	10	2,5	180,0	219,6	43	80	18,6	26,8	4,5	2,59	0,142	0,628	1,031	3,3
21.04.93	14,3	43	7,4	618	442	7,9	79,7	2,3	17	4,2	167,0	203,7	39	81	16,8	18,7	5,1	2,59	0,150	0,545	1,228	4,5
19.05.93	14,0	64	7,6	495	355	8,7	87,2	1,4	13	1,0	138,0	168,4	28	78	12,0	11,2	3,1	2,34	0,056	0,307	0,324	4,5
14.06.93	16,6	49	7,5	508	364	7,9	83,6	1,5	1	1,4	158,0	192,8	32	77	16,2	18,4	3,4	2,20	0,116	0,281	0,457	4,4
29.09.93	15,3	68	7,4	964	731	4,8	49,5	1,7	6	3,0	219,0	267,2	44	140	21,0	29,4	6,0	0,32	0,193	2,041	2,041	4,5
27.10.93	12,0	72	7,4	594	426	9,1	87,3	1,0	9	1,4	138,0	168,4	31	80	3,6	18,3	3,7	4,30	0,039	0,307	0,248	4,4
24.11.93	10,9	91	7,4	575	412	9,8	91,6	0,8	1,0	2,1	140,0	170,8	31	70	11,4	19,8	3,5	2,78	0,053	0,265	0,266	4,1

4 Rio Cértima - São João de Azenha

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
22.04.92	13,8	--	7,5	671	480	9,2	91,8	0,9	l.d.	2,1	178,0	217,2	40	89	24,6	30,2	4,2	1,92	0,097	0,109	0,579	2,9
20.05.92	17,0	30	7,7	942	714	9,5	101,4	0,9	16	6,1	197,0	240,3	41	136	26,4	31,5	3,7	0,99	0,131	0,200	0,941	6,0
17.06.92	20,1	59	7,5	719	515	6,6	74,8	1,1	9	6,0	179,0	218,4	41	100	22,8	31,8	3,9	0,99	0,058	0,233	1,400	3,9
15.07.92	20,2	--	7,5	936	710	4,6	52,2	1,1	l.d.	10,4	213,0	259,9	35	134	36,0	26,6	4,3	0,30	0,027	0,353	0,888	5,1
12.08.92	18,8	--	7,6	1048	795	5,5	60,8	1,2	13	3,6	210,0	256,2	33	144	34,8	24,5	3,6	0,61	0,021	0,325	0,602	5,1
09.09.92	17,1	--	7,4	1122	851	5,6	59,9	2,0	6	12,4	222,0	270,8	38	146	35,4	27,9	4,7	0,66	0,097	0,449	0,828	4,8
07.10.92	14,4	16	7,1	1118	848	3,3	33,4	2,0	11	0,1	235,0	286,7	43	151	23,4	28,2	5,5	0,07	0,031	2,251	0,039	5,4
05.11.92	15,1	37	7,2	751	538	6,4	42,4	1,2	13	2,4	165,0	201,3	44	100	13,2	27,8	5,3	1,08	0,222	0,485	0,884	4,8
30.11.92	13,8	33	7,4	729	522	7,7	76,9	1,3	11	1,2	153,0	186,7	38	78	21,0	25,6	4,6	2,31	0,103	0,538	0,970	3,4
29.12.92	11,1	74	7,7	647	463	9,8	92,0	1,0	28	0,9	144,0	175,7	37	92	3,0	21,0	3,6	2,58	0,076	0,404	0,364	4,1
27.01.93	9,7	82	7,6	724	518	10,8	98,2	0,9	9	1,8	149,0	181,8	39	85	12,6	23,3	3,6	3,67	0,061	0,225	0,364	3,3
24.02.93	10,9	75	7,8	713	510	11,5	107,5	0,6	2	0,1	164,0	200,1	38	92	9,0	22,5	3,6	3,22	0,074	0,307	0,404	2,7
24.03.93	15,4	65	7,6	667	478	9,6	99,2	1,9	8	2,1	162,0	197,6	38	87	16,8	24,9	4,4	2,67	0,150	0,437	0,956	3,2
21.04.93	14,4	71	7,3	605	433	7,0	70,8	2,0	21	3,1	143,0	174,5	37	88	10,2	16,2	4,5	2,07	0,142	0,404	0,762	3,7
19.05.93	13,9	70	7,6	473	339	9,3	93,0	1,1	17	2,1	127,0	154,9	28	75	12,0	10,9	3,1	2,50	0,049	0,197	0,267	4,5
14.06.93	16,9	56	7,6	504	361	7,9	84,1	3,5	6	3,8	140,0	170,8	32	74	13,8	18,4	3,4	1,82	0,103	0,241	0,425	4,5
29.09.93	15,1	58	7,4	919	697	6,6	67,8	1,2	7	1,9	184,0	224,5	38	145	15,0	29,7	4,4	1,95	0,209	0,921	1,193	4,7
27.10.93	12,0	67	7,4	594	426	9,3	89,3	1,8	11	1,6	129,0	157,4	31	75	5,4	17,7	3,7	4,17	0,029	0,135	0,193	4,4
24.11.93	11,0	84	7,3	561	401	10,0	93,7	0,9	5	1,4	130,0	158,6	31	74	9,0	19,3	3,5	2,39	0,039	0,136	0,193	4,1

5 Rio Cértima - Ponte de Perrães

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃)	N(NO ₂)	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
15.04.92	11,0	--	7,4	561	401	8,3	77,8	1,8	18	1,4	130,0	158,6	54	66	11,4	23,7	4,7	2,54	0,066	0,169	0,425	3,7
20.05.92	22,0	40	7,6	642	460	12,7	148,9	3,1	27	13,3	152,0	185,4	43	65	23,4	33,9	4,5	0,63	0,056	0,249	0,175	4,2
17.06.92	22,5	l.d.	7,3	502	359	7,9	93,4	1,8	17	1,6	127,0	154,9	39	67	17,4	29,6	4,4	1,64	0,042	0,241	0,404	3,8
15.07.92	24,8	--	7,6	579	415	10,7	131,5	3,3	20	3,6	155,0	189,1	44	63	24,0	28,5	4,5	0,24	0,017	0,204	0,211	4,7
12.08.92	24,4	--	7,7	575	411	12,3	150,2	3,7	33	l.d.	129,0	157,4	40	58	33,0	28,2	4,8	0,36	0,025	0,204	0,106	5,9
09.09.92	19,3	--	7,1	518	371	8,1	90,4	2,5	8	17,2	109,0	133,0	34	48	23,4	24,1	4,3	1,48	0,019	0,222	0,140	4,7
07.10.92	16,3	25	8,5	566	405	20,0	210,5	2,1	15	10,0	138,0	168,4	41	66	12,6	25,4	5,8	0,61	0,020	0,256	0,384	4,2
05.11.92	15,8	l.d.	7,0	628	449	7,6	79,2	1,8	13	1,0	122,0	148,8	43	82	10,8	27,8	5,9	1,90	0,079	0,334	0,286	5,1
30.11.92	13,5	l.d.	7,3	665	476	8,6	85,2	1,5	13	1,3	122,0	148,8	39	72	18,0	26,5	5,8	2,17	0,035	0,256	0,511	4,1
29.12.92	10,8	l.d.	7,5	627	449	9,8	91,4	0,9	19	1,5	128,0	156,2	38	85	4,8	22,2	4,3	0,22	0,061	0,257	0,211	3,9
27.01.93	9,9	l.d.	8,0	668	478	13,6	124,2	2,2	11	1,8	125,0	152,5	38	70	16,8	23,8	5,1	3,85	0,046	0,168	0,211	2,9
24.02.93	11,9	l.d.	8,4	632	453	15,4	147,4	1,3	2	0,3	137,0	167,1	38	65	18,0	23,5	4,5	3,22	0,039	0,155	0,229	2,2
24.03.93	16,2	l.d.	7,8	600	430	11,1	116,6	2,3	17	1,5	139,0	169,6	39	75	18,0	25,2	5,7	2,67	0,066	0,298	0,489	2,9
21.04.93	14,9	l.d.	7,5	642	460	9,6	98,2	1,3	8	1,6	143,0	174,5	37	94	10,8	16,8	4,2	2,14	0,046	0,105	0,425	3,4
19.05.93	15,0	l.d.	7,4	483	346	8,6	88,1	1,8	20	1,4	130,0	158,6	33	66	15,6	12,1	3,8	2,42	0,056	0,183	0,286	4,1
14.06.93	19	l.d.	7,7	450	322	8,5	94,3	1,9	6	0,6	131,0	159,8	35	70	10,2	19,5	4,1	2,20	0,074	0,149	0,324	4,4
29.09.93	16,8	l.d.	7,6	699	500	9,8	104,1	1,4	8	2,1	107,0	130,5	41	90	18	24,7	5,7	2,24	0,088	0,596	0,267	4,5
27.10.93	12,7	25	7,3	572	409	9,1	88,6	1,9	12	1,7	116,0	141,5	34	64	9,6	18,9	4,9	4,06	0,025	0,161	0,175	4,4
24.11.93	10,8	10	7,3	552	395	9,8	91,4	1,4	8	2,0	115,0	140,3	34	72	9,6	21,8	4,9	3,38	0,027	0,106	0,089	3,9

6 Rio Levira - Vila Verde

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
22.04.92	15,0	—	7,4	517	370	7,2	75,3	12,0	117	11,2	134,0	163,5	57	74	7,2	32,5	99,1	3,09	0,195	1,951	0,614	3,7
20.05.92	21,0	l.d.	7,8	490	350	11,3	130,2	2,0	25	11,3	145,0	176,9	38	31	25,2	27,8	5,3	2,98	0,051	0,353	0,248	4,2
17.06.92	23,5	l.d.	7,5	474	339	6,3	75,7	3,2	36	11,0	146,0	185,4	43	68	10,8	30,0	7,0	3,35	0,037	0,537	0,828	4,5
15.07.92	20,5	—	7,5	535	383	7,5	85,6	2,3	13	7,5	180,0	219,6	33	20	39,0	23,8	5,8	1,74	0,076	0,628	0,248	4,4
12.08.92	23,6	—	7,8	519	371	11,5	138,6	1,7	21	3,6	161,0	196,4	34	69	18,0	23,1	5,8	2,20	0,027	0,241	0,072	4,1
09.09.92	20,9	—	7,9	549	393	9,3	106,9	2,4	32	25,7	157,0	191,5	37	54	22,2	25,5	5,5	3,09	0,021	0,149	0,344	5,4
07.10.92	15,9	l.d.	7,4	626	448	8,3	86,6	3,4	65	23,2	145,0	176,9	41	88	5,4	26,3	8,2	2,87	0,079	0,161	0,579	5,3
05.11.92	14,8	l.d.	6,9	734	525	7,6	77,5	1,5	32	11,4	145,0	176,9	52	90	9,0	33,0	10,8	2,87	0,025	0,404	0,324	5,9
30.11.92	13,6	l.d.	7,2	710	508	8,4	83,5	2,8	19	1,4	116,0	141,5	48	43	37,2	29,7	10,5	3,95	0,020	0,155	0,175	5,4
29.12.92	9,6	l.d.	7,3	765	548	10,2	92,5	3,1	59	0,8	116,8	142,7	52	103	l.d.	28,3	8,6	0,36	0,042	0,628	0,106	5,3
27.01.93	9,7	l.d.	7,2	724	518	10,1	91,8	3,0	39	10,0	116,0	141,5	49	67	17,4	30,0	9,3	6,01	0,074	0,256	0,123	4,4
24.02.93	11,2	l.d.	7,2	683	489	10,8	101,7	6,4	50	4,9	114,0	139,1	45	81	7,2	26,8	9,2	4,93	0,051	0,070	0,229	3,0
24.03.93	15,2	l.d.	7,4	581	416	9,2	94,7	3,7	22	4,1	129,0	157,4	44	51	24,0	27,9	8,2	3,50	0,037	0,281	0,229	4,1
21.04.93	14,4	l.d.	7,4	605	433	9,5	96,1	2,7	21	5,2	136,0	162,9	42	79	11,4	18,9	9,0	4,06	0,049	0,142	0,123	3,7
19.05.93	14,4	25	7,4	582	417	10,2	103	3,1	11	2,0	142,0	173,2	45	65	21,0	16,4	7,3	2,78	0,033	0,118	0,106	4,6
14.06.93	17,8	l.d.	7,5	536	383	9,5	103	2,7	7	1,0	137,0	167,1	43	56	19,2	24,3	7,3	4,01	0,044	0,169	0,089	4,6
29.09.93	15,6	l.d.	7,6	720	515	7,7	79,9	2,7	21	5,6	134,0	163,5	49	80	12,0	30,0	10,2	3,37	0,044	1,452	0,404	6,6
27.10.93	11,0	38	7,1	735	526	9,1	85,3	2,7	15	0,6	104,0	126,9	45	69	6,6	22,1	7,9	7,10	0,011	0,117	0,039	3,8
24.11.93	9,2	16	7,1	630	451	9,1	81,7	2,2	7	1,4	102,0	124,4	41	62	11,4	23,8	7,7	6,81	0,021	0,130	0,023	3,7

7 Rio Levira - Perrões

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃)	N(NO ₂)	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
15.04.92	10,5	—	7,4	620	444	7,1	97,2	2,9	10	1,9	128,0	156,2	74	71	13,2	27,4	8,9	3,09	0,074	0,130	0,305	4,4
20.05.92	20,0	l.d.	7,3	720	515	10,0	113,1	3,2	29	7,1	166,0	202,5	48	64	30,6	35,1	5,1	1,12	0,088	0,325	0,158	4,6
17.06.92	22,0	l.d.	7,0	565	405	4,6	53,9	2,2	20	3,1	147,0	179,3	42	55	29,4	31,8	5,6	2,42	0,061	0,197	0,211	4,7
15.07.92	23,5	—	7,2	604	432	5,2	62,5	2,4	13	6,5	143,0	174,5	37	46	34,8	28,0	4,3	0,30	0,007	0,183	0,267	4,4
12.08.92	20,2	—	6,9	807	578	3,1	35,2	3,7	24	0,0	164,0	200,1	44	51	4,7	31,3	5,4	0,49	0,021	0,218	0,072	5,9
09.09.92	17,6	—	7,1	792	567	3,4	36,7	2,4	16	22,6	178,0	217,2	39	81	24,0	27,7	5,5	1,95	0,012	0,218	0,248	5,0
07.10.92	15,1	l.d.	7,1	740	530	6,1	62,6	2,2	15	10,7	175,0	207,4	42	92	11,4	28,0	7,2	0,32	l.d.	0,189	0,157	5,3
05.11.92	14,3	l.d.	6,7	812	582	4,8	48,4	2,6	17	1,6	134,0	163,5	54	100	13,8	33,0	9,1	2,14	0,005	0,196	0,072	6,1
30.11.92	12,9	l.d.	7,0	793	568	5,7	55,8	2,6	17	0,6	128,0	156,2	50	87	13,8	30,9	10,5	2,67	l.d.	0,189	0,056	5,6
29.12.92	8,2	l.d.	7,2	782	560	9,1	79,8	2,3	31	1,3	111,0	135,4	52	95	l.d.	28,6	7,8	2,58	0,039	0,373	0,072	4,5
27.01.93	7,7	l.d.	7,1	795	569	10,9	94,4	1,7	15	1,6	110,0	134,2	50	62	24,0	28,9	10,2	5,38	0,020	0,155	0,039	3,7
24.02.93	9,2	l.d.	7,3	761	545	10,5	94,3	1,6	5	1,2	117,0	142,7	46	64	21,6	28,1	7,8	4,30	0,022	0,142	0,072	2,3
24.03.93	15,2	l.d.	7,1	615	440	8,3	85,4	3,0	13	3,5	123,0	150,1	46	58	21,0	27,7	9,4	3,35	0,017	0,168	0,123	3,3
21.04.93	14,5	l.d.	7,2	671	481	6,3	63,8	2,9	21	2,7	138,0	168,4	42	110	0,0	19,2	6,4	2,35	0,025	0,135	0,123	2,7
19.05.93	14,8	l.d.	7,3	531	380	6,9	70,4	3,4	21	1,7	135,0	164,7	40	60	21,6	15,6	6,3	2,42	0,024	0,136	0,140	3,8
14.06.93	18,5	l.d.	7,2	518	370	5,7	62,6	3,7	18	3,8	144,0	175,7	43	82	8,4	25,8	7,1	3,18	0,044	0,204	0,106	4,8
29.09.93	15,1	l.d.	7,2	796	570	6,7	68,8	2,9	19	1,4	123,0	150,1	51	62	30,0	28,3	10,2	3,60	0,082	0,759	0,211	5,7
27.10.93	11,2	l.d.	6,9	671	480	8,5	80,0	2,8	18	4,3	103,0	125,7	45	65	10,8	22,7	8,0	6,01	0,022	0,168	0,039	3,8
24.11.93	9,2	l.d.	6,9	1207	916	9,6	86,2	2,3	7	1,3	97,0	118,3	44	72	5,4	24,9	7,5	4,01	0,019	0,136	l.d.	3,8

8 Vala de Fontão - Vessada

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
22.04.92	15,7	l.d.	8,0	463	332	16,2	59,4	6,2	37	4,2	90,0	109,8	113	44	10,2	48,2	84,9	l.d.	0,002	2,456	0,089	2,2
13.05.92	15,2	l.d.	7,8	593	424	10,8	111,1	6,0	66	12,2	112,0	136,6	121	40	15,6	62,7	39,7	0,22	0,002	2,814	0,123	0,5
11.06.92	17,4	l.d.	7,5	573	410	6,2	66,6	4,6	42	14,1	115,0	140,3	238	34	21,0	47,1	58,9	l.d.	0,002	2,984	0,286	0,4
08.07.92	21,7	l.d.	7,8	627	449	7,1	82,8	7,2	57	6,9	115,0	140,3	100	43	19,8	52,6	61,4	0,04	l.d.	3,793	0,387	1,8
05.08.92	21,8	l.d.	7,7	808	579	6,6	77,1	7,1	62	3,9	164,0	200,1	112	60	23,4	124,1	59,9	l.d.	0,005	3,623	0,127	0,8
02.09.92	15,9	l.d.	8,3	868	659	8,4	87,7	6,2	47	11,3	168,0	205,0	97	51	23,4	136,6	83,8	l.d.	0,002	3,437	0,072	0,7
30.09.92	17,8	l.d.	8,4	651	466	11,4	123,6	4,3	43	8,8	137,0	167,1	78	46	15,0	32,2	116,1	l.d.	l.d.	2,562	0,556	0,6
28.10.92	15,6	l.d.	7,0	587	420	8,6	89,2	7,3	44	8,4	101,0	123,2	58	38	16,2	39,4	12,7	0,66	0,068	0,363	0,775	3,9
25.11.92	14,0	l.d.	6,6	599	429	7,4	74,2	3,8	33	5,3	58,0	70,8	90	33	13,2	45,2	56,5	0,04	0,011	4,610	0,023	5,1
22.12.92	11,0	l.d.	6,6	561	401	6,5	65,9	8,3	58	1,2	57,0	69,5	77	36	13,2	40,0	6,2	1,06	0,017	0,281	0,056	4,4
18.01.93	6,5	l.d.	—	612	438	9,4	84,8	7,9	56	2,9	37,0	45,1	71	33	9,0	38,1	4,9	0,81	0,015	0,334	0,056	3,3
17.02.93	8,4	l.d.	6,6	604	432	9,0	79,2	6,4	43	8,1	65,0	79,3	78	35	13,8	40,9	4,8	0,36	0,009	0,182	0,039	2,2
17.03.93	12,2	l.d.	6,7	628	449	5,8	55,9	8,0	44	3,7	78,0	95,2	89	40	16,8	56,3	5,0	0,13	0,009	0,142	0,106	2,6
14.04.93	11,0	l.d.	6,8	598	428	6,5	60,9	9,7	51	6,4	83,0	101,3	81	47	6,6	28,6	6,3	0,18	0,022	0,273	0,123	4,2
11.05.93	15,8	l.d.	6,7	562	402	4,2	43,8	8,7	64	3,4	110,0	134,2	87	60	12,6	28,5	5,6	0,13	0,019	0,124	0,149	3,8
08.06.93	19,7	l.d.	6,7	484	346	4,6	51,7	13,6	57	3,6	112,0	136,6	83	38	15,0	43,7	5,5	0,22	0,022	0,176	0,089	4,7
23.09.93	15,8	l.d.	6,2	661	923	4,6	47,9	8,7	43	5,6	34,0	41,5	88	54	9,6	15,6	18,9	0,49	0,015	0,580	0,157	7,2
20.10.93	12,1	l.d.	6,5	411	295	4,9	47,1	10,0	48	1,5	55,0	67,1	43	24	8,4	26,5	5,4	0,71	0,017	0,059	0,175	4,6
17.11.93	9,7	l.d.	6,5	491	352	7,4	67,3	7,9	43	6,3	59,0	72,0	64	49	2,4	33,7	4,9	1,06	0,011	0,130	0,039	3,3

9 Rio Largo - Ponte do Pano

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
22.04.92	18,8	l.d.	6,6	390	279	5,4	59,7	8,7	49	6,3	90,0	109,8	113	37	10,2	42,4	78,5	0,01	0,002	2,299	0,031	1,7
13.05.92	17,0	l.d.	6,9	492	352	4,9	51,8	8,6	64	9,3	105,0	128,1	108	44	7,8	54,0	67,5	0,13	0,003	2,984	l.d.	2,5
11.06.92	17,9	l.d.	6,7	524	375	1,0	10,9	14,2	93	8,0	92,0	112,2	258	38	11,4	48,3	97,8	0,04	0,009	2,649	0,039	6,1
08.07.92	24,1	l.d.	7,1	450	322	4,0	48,6	11,2	75	0,1	120,0	146,4	97	41	8,4	44,8	46,6	0,06	0,003	3,395	0,028	5,1
05.08.92	23,0	l.d.	7,1	507	363	3,5	41,8	10,8	60	4,9	124,0	151,3	82	32	13,2	47,7	113,9	l.d.	0,011	2,446	0,044	3,2
02.09.92	19,0	l.d.	7,1	481	344	4,0	44,4	7,8	42	8,4	127,0	154,9	73	33	9,0	121,0	91,7	0,04	0,021	3,072	0,007	3,5
30.09.92	18,7	l.d.	7,0	432	309	7,4	81,7	4,5	49	6,4	110,0	134,2	68	31	9,6	13,6	120,3	l.d.	0,003	2,562	0,023	3,5
28.10.92	15,3	l.d.	6,6	692	495	2,3	23,7	8,2	36	2,8	91,0	111,0	53	48	13,2	75,0	8,6	0,22	0,022	0,155	0,089	5,9
25.11.92	14,1	l.d.	6,3	563	403	5,3	53,3	5,1	32	2,1	43,0	52,5	78	40	10,2	41,2	63,3	0,04	0,015	4,332	l.d.	5,6
22.12.92	11,0	l.d.	6,2	536	384	5,0	46,9	8,8	46	4,3	43,0	52,5	71	34	11,4	37,1	7,6	0,32	0,017	0,197	0,056	4,6
18.01.93	8,8	l.d.	-	505	361	6,4	56,9	8,7	65	1,6	49,0	59,8	59	46	5,4	34,0	6,1	0,49	0,013	0,289	0,039	3,5
17.02.93	9,4	l.d.	6,6	509	364	8,0	72,2	8,2	49	4,9	55,0	67,1	61	32	10,2	35,6	5,6	0,15	0,009	0,148	0,007	1,8
17.03.93	13,7	l.d.	6,7	534	382	7,2	71,7	9,0	47	5,4	84,0	102,5	70	46	13,8	47,2	5,8	0,02	0,005	0,111	0,007	1,5
14.04.93	13,6	l.d.	6,8	501	358	5,0	49,7	11,1	54	6,8	95,0	115,9	69	41	9,6	25,7	5,2	0,06	0,022	0,070	0,106	2,5
11.05.93	17,9	l.d.	6,5	440	315	2,4	26,1	12,4	70	4,4	100,0	122,0	67	55	12,0	23,4	5,4	0,02	0,023	0,077	0,072	4,1
08.06.93	22,0	l.d.	6,6	374	267	1,3	15,2	13,7	57	0,8	110,2	125,7	60	36	10,2	34,7	5,9	0,07	0,009	0,130	0,007	4,1
23.09.93	17,0	l.d.	5,8	556	398	4,7	50,2	9,2	45	8,3	16,0	19,5	60	46	12,6	12,8	23,5	0,16	0,015	0,472	0,106	6,6
20.10.93	14,4	l.d.	6,1	262	202	2,9	29,3	11,5	51	3,1	29,0	35,4	27	12	4,8	19,1	5,6	0,63	0,029	0,076	0,072	4,5
17.11.93	10,4	l.d.	6,3	432	309	5,2	48,1	7,6	39	1,7	53,0	64,7	51	46	1,2	28,7	5,7	0,44	0,009	0,136	0,023	2,6

10 Rio Cértima - Requeixo

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr, O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
15.04.92	15,0	l.d.	7,3	416	297	7,3	74,8	3,0	19	3,1	106,0	129,3	46	52	11,4	22,7	4,4	0,73	0,021	0,074	0,023	3,3
13.05.92	17,2	l.d.	7,3	544	390	5,9	63,2	3,3	24	3,8	118,0	144,0	48	51	19,4	33,1	4,6	0,51	0,021	0,230	0,056	2,5
11.06.92	17,7	l.d.	7,2	548	392	3,9	42,2	3,2	27	5,7	110,0	134,2	158	63	13,8	28,0	4,8	l.d.	0,003	0,112	0,056	3,8
08.07.92	26,6	l.d.	7,1	--	--	5,4	68,3	6,4	36	2,1	130,0	158,6	52	48	16,8	34,3	6,6	0,01	l.d.	0,191	0,044	3,2
05.08.92	27,0	l.d.	7,3	--	--	4,0	50,9	8,8	36	4,9	159,0	194,0	62	51	16,2	54,7	10,7	l.d.	0,002	0,207	0,060	3,8
02.09.92	23,4	l.d.	7,6	559	400	8,2	98,4	6,4	35	4,2	141,0	172,0	64	47	16,8	85,4	19,5	0,02	0,002	0,218	0,007	3,4
30.09.92	20,2	l.d.	7,2	498	357	4,3	48,8	4,0	32	12,0	113,0	137,9	49	51	15,0	31,4	6,5	l.d.	l.d.	0,168	0,023	5,4
28.10.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
25.11.92	14,7	l.d.	7,2	521	373	6,8	69,2	3,2	13	3,3	109,0	133,0	37	48	18,0	25,4	5,7	0,43	0,009	0,225	l.d.	3,7
22.12.92	11,2	32	7,0	534	382	7,2	67,8	3,2	25	0,7	81,0	98,8	37	68	1,2	24,1	5,3	1,90	0,037	0,218	0,056	4,4
18.01.93	11,0	l.d.	7,2	511	366	8,2	76,9	2,9	33	2,9	97,0	118,3	32	54	10,2	21,5	4,7	1,90	0,018	0,316	0,007	2,6
17.02.93	12,1	l.d.	7,3	532	381	8,7	83,7	2,1	22	6,4	112,0	136,6	37	59	9,6	23,2	5,0	1,55	0,015	0,148	l.d.	1,6
17.03.93	16,4	l.d.	7,6	543	389	8,6	90,7	2,7	17	2,0	125,0	152,5	40	64	13,2	31,9	5,0	1,26	0,020	0,196	0,007	0,9
14.04.93	13,4	l.d.	6,2	58	55	9,6	95,0	1,0	14	4,8	7,0	8,5	11	5	l.d.	4,2	0,7	0,18	0,003	0,135	0,007	2,6
11.05.93	18,3	l.d.	7,2	457	327	5,0	54,8	2,7	24	1,3	134,0	163,5	36	62	24,0	13,4	4,3	0,34	0,023	0,124	0,007	3,4
08.06.93	21,4	l.d.	7,0	359	257	3,5	40,6	4,2	18	l.d.	115,0	140,3	32	52	6,6	18,7	4,3	0,47	0,019	0,176	0,007	2,5
23.09.93	18,1	10	6,8	595	426	3,4	37,1	3,8	23	3,0	87,0	106,1	37	61	9,0	9,2	15,3	0,42	0,025	0,524	0,000	4,4
20.10.93	15,3	l.d.	6,4	290	223	3,7	38,1	7,3	25	2,3	38,0	46,4	29	22	4,8	18,7	5,4	1,06	0,022	0,105	0,056	3,9
17.11.93	12,0	43	7,0	449	321	6,3	60,5	2,8	44	5,2	97,0	118,3	31	70	3,0	19,2	4,4	1,64	0,011	0,100	0,071	3,4

Os dados em falta em 28.10.92 referem-se a um período de cheia.

11 Rio Águeda - Águeda

Data	Temp.	Vcl.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
15.04.92	11,0	l.d.	6,2	62	59	10,0	93,7	0,9	l.d.	1,6	4,0	4,9	12	3	1,2	6,9	0,7	0,20	l.d.	0,143	0,056	2,9
13.05.92	17,0	l.d.	6,3	64	61	7,5	80,0	1,6	18	5,6	19,0	23,1	16	4	0,6	6,9	1,1	0,56	0,003	0,485	0,089	2,9
11.06.92	17,8	l.d.	6,0	63	60	6,2	67,3	2,4	12	18,1	5,0	6,1	21	5	1,8	9,0	0,5	0,11	0,002	0,115	0,039	3,0
08.07.92	24,1	l.d.	6,3	64	61	6,3	76,6	3,5	19	l.d.	9,0	11,0	14	3	1,2	10,8	1,2	0,47	0,002	0,434	0,127	2,7
05.08.92	25,7	l.d.	6,5	98	93	5,7	71,1	4,8	17	10,8	16,0	19,5	16	3	2,4	11,9	1,7	0,22	0,027	0,566	0,267	2,5
02.09.92	18,3	l.d.	6,4	83	79	6,9	75,6	2,3	7	4,0	8,0	9,8	16	3	1,2	16,1	3,3	0,40	0,009	0,415	0,106	3,0
30.09.92	17,5	l.d.	6,2	85	80	6,5	70,0	1,4	15	15,4	9,0	11,0	15	6	l.d.	8,8	1,5	0,44	0,013	0,460	0,140	2,8
28.10.92	14,4	l.d.	6,0	57	54	9,2	93,0	3,4	16	4,3	4,0	4,9	10	2	1,2	4,5	1,5	0,58	0,007	0,203	0,039	2,7
25.11.92	12,0	l.d.	6,2	73	69	9,6	92,0	1,0	4	1,3	6,0	7,3	14	4	l.d.	6,6	0,9	0,90	0,002	0,277	0,023	3,3
22.12.92	11,9	l.d.	5,8	85	81	9,2	88,0	0,9	16	0,6	7,0	8,5	12	6	0,5	6,2	1,0	0,84	0,003	0,249	0,007	3,2
18.01.93	8,9	l.d.	6,0	79	75	10,4	93,0	1,0	27	1,2	5,0	6,1	11	3	1,2	6,0	0,7	0,84	l.d.	0,363	l.d.	3,2
17.02.93	8,9	l.d.	6,0	66	63	10,6	95,0	0,5	12	2,5	6,0	7,3	12	2	1,2	5,2	0,7	0,38	l.d.	0,240	l.d.	2,9
17.03.93	13,1	l.d.	6,1	71	67	8,9	88,0	1,3	6	1,6	9,0	11,0	11	3	0,6	6,4	0,8	0,28	0,003	0,273	0,007	2,8
14.04.93	11,8	l.d.	6,3	61	58	10,5	100,2	1,2	11	2,3	6,0	7,3	10	4	0,6	4,1	0,6	0,13	0,003	0,142	0,007	2,6
11.05.93	15,3	l.d.	6,1	67	63	8,9	91,8	1,1	4	0,7	7,0	8,5	11	10	5,4	1,0	0,6	0,28	l.d.	0,143	0,007	2,9
08.06.93	17,0	l.d.	6,0	64	61	8,3	88,6	1,0	2	0,7	7,0	8,5	10	3	0,6	0,7	0,8	0,56	0,002	0,162	l.d.	3,0
23.09.93	15,2	l.d.	6,0	101	95	8,2	84,4	3,3	9	1,3	7,0	8,5	15	4	1,2	3,8	4,3	1,30	0,003	0,460	0,023	3,5
20.10.93	13,3	l.d.	5,7	117	111	8,7	85,9	1,5	8	1,3	6,0	7,3	11	2	3,0	5,9	0,7	1,19	0,002	0,076	l.d.	3,3
17.11.93	10,7	l.d.	5,8	113	107	9,5	88,4	0,7	6	5,6	8,0	9,8	13	4	1,8	6,8	1,1	1,06	l.d.	0,124	l.d.	3,3

12 Rio Águeda - Óis da Ribeira

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
15.04.92	11,5	--	6,2	74	70	9,8	92,9	1,0	l.d.	0,4	8,0	9,8	16	3	3,0	7,7	1,0	0,44	0,001	0,112	0,072	2,9
13.05.92	17,0	l.d.	6,2	75	71	6,8	72,6	1,2	14	5,4	10,0	12,2	15	4	0,7	9,3	1,2	0,79	0,013	0,245	0,106	2,9
11.06.92	17,6	l.d.	6,2	95	91	6,8	73,4	1,5	22	15,1	9,0	11,0	19	3	3,0	12,6	2,7	1,34	0,007	0,307	0,175	3,3
08.07.92	24,0	--	6,2	74	70	4,2	50,9	3,2	13	2,1	10,0	12,2	68	4	1,7	10,8	1,2	0,51	0,003	0,535	0,127	2,9
05.08.92	23,8	--	6,7	129	122	10,0	120,9	3,0	19	12,8	18,0	22,0	19	4	3,0	16,1	2,4	0,42	0,071	0,303	0,179	2,9
02.09.92	19,6	--	6,2	81	77	4,4	49,4	2,6	10	2,2	9,0	11,0	14	4	3,0	16,3	3,3	0,49	0,015	0,281	0,140	3,2
30.09.92	19,1	--	6,0	92	87	2,4	26,7	1,8	18	8,2	12,0	14,6	15	6	0,6	11,4	2,1	0,68	0,022	0,289	0,248	3,0
28.10.92	15,0	24	6,1	67	64	9,1	93,3	2,9	20	2,3	7,0	8,5	12	5	l.d.	6,1	1,9	0,56	0,002	0,316	0,056	2,7
25.11.92	11,8	l.d.	6,2	85	81	11,4	108,8	1,9	6	3,3	7,0	8,5	16	2	2,4	7,4	1,1	0,90	0,003	0,252	0,023	3,3
22.12.92	11,6	16	6,0	98	93	9,6	91,2	0,6	14	0,7	7,0	8,5	13	5	0,6	6,8	1,3	0,81	0,002	0,211	0,007	2,9
18.01.93	9,3	21	6,1	79	74	10,3	92,7	1,6	13	0,7	6,0	7,3	13	5	1,8	6,6	1,0	0,93	0,002	0,325	l.d.	2,9
17.02.93	10,0	24	6,2	64	61	11,0	100,7	0,6	15	4,8	6,0	7,3	10	3	1,2	6,1	0,9	0,53	0,002	0,182	0,007	2,9
17.03.93	13,2	26	6,4	82	78	9,0	88,7	1,3	7	1,7	10,0	12,2	13	4	1,2	7,4	1,3	0,61	0,009	0,273	0,039	2,7
14.04.93	12,4	40	6,2	60	57	10,0	96,7	1,0	9	2,2	8,0	9,8	14	3	1,2	4,2	0,7	0,22	0,005	0,142	0,023	2,8
11.05.93	15,9	29	6,0	66	62	8,5	88,7	0,1	14	1,5	9,0	11,0	10	7	7,8	1,5	0,9	0,40	l.d.	0,149	0,023	2,9
08.06.93	17,2	31	5,9	64	61	8,1	86,8	1,0	4	1,0	7,0	8,5	13	4	0,6	2,1	1,0	0,63	l.d.	0,162	0,007	3,0
23.09.93	15,5	19	6,0	111	105	8,2	84,9	1,1	9	2,7	8,0	9,8	15	4	1,2	4,2	4,4	1,19	0,003	0,580	0,056	3,5
20.10.93	13,4	19	5,9	105	100	9,2	91,0	1,4	2	2,4	6,0	7,3	12	3	1,8	6,3	0,8	1,16	0,002	0,070	l.d.	3,2
17.11.93	10,8	17	6,0	125	119	9,7	90,5	0,6	5	5,7	8,0	9,8	13	4	1,2	7,5	1,6	1,12	l.d.	0,130	0,071	3,4

13 Rio Caima - Vale de Cambra

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		CT	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
22.04.92	10,0	--	6,3	51	49	11,2	102,6	0,6	l.d.	0,1	5,0	6,1	13	3	0,6	25,0	2,9	0,52	0,002	0,068	0,031	2,8
20.05.92	14,0	l.d.	6,2	69	66	9,4	94,2	0,8	12	1,5	6,0	7,3	10	6	l.d.	6,8	0,7	1,12	0,002	0,124	l.d.	3,5
17.06.92	16,9	l.d.	6,2	54	51	8,8	93,7	0,4	8	0,3	6,0	7,3	11	5	l.d.	3,8	0,4	0,73	0,000	0,100	0,023	2,9
15.07.92	19,8	--	6,1	70	67	7,1	80,0	1,0	2	3,2	11,0	13,4	12	1	2,4	9,9	0,9	0,99	0,005	0,190	0,007	3,8
12.08.92	19,1	--	6,4	92	87	9,1	101,2	1,2	10	2,6	10,0	12,2	13	3	1,8	9,8	1,1	1,19	0,003	0,273	0,007	3,8
09.09.92	17,2	--	6,3	85	81	8,3	89,0	1,3	8	6,9	8,0	9,8	13	3	2,4	9,8	1,0	1,26	0,002	0,226	0,039	3,8
07.10.92	13,7	l.d.	6,2	81	77	8,8	87,7	0,9	8	2,3	6,0	7,3	13	4	l.d.	8,9	0,9	0,99	0,002	0,256	l.d.	3,5
05.11.92	12,4	l.d.	6,0	48	66	10,0	96,7	0,5	2	0,6	4,0	4,9	12	3	l.d.	5,7	0,5	0,96	l.d.	0,182	l.d.	2,6
30.11.92	11,8	l.d.	6,2	61	58	10,2	97,3	0,8	7	l.d.	5,0	6,1	10	3	0,6	5,1	0,6	1,12	l.d.	0,155	l.d.	2,8
29.12.92	8,8	l.d.	6,1	66	63	10,6	94,2	0,5	l.d.	0,4	6,0	7,3	12	9	l.d.	3,9	0,6	1,38	l.d.	0,197	l.d.	3,0
27.01.93	7,2	l.d.	6,0	70	66	11,5	98,3	0,5	l.d.	1,1	4,0	4,9	14	3	0,6	5,1	0,5	1,26	l.d.	0,135	l.d.	2,9
24.02.93	7,8	l.d.	6,0	96	91	10,8	93,8	0,1	l.d.	l.d.	4,0	4,9	10	3	0,6	6,2	0,5	1,10	l.d.	0,129	l.d.	3,0
24.03.93	11,6	l.d.	6,2	61	58	10,4	98,8	0,8	20	0,7	6,0	7,3	11	3	1,2	4,8	0,5	0,87	l.d.	0,142	l.d.	2,8
21.04.93	11,4	l.d.	6,1	62	58	10,4	98,4	1,0	5	1,2	6,0	7,3	9	3	0,6	3,7	0,3	0,52	0,001	0,059	l.d.	2,2
19.05.93	11,6	l.d.	6,4	61	58	10,2	96,9	0,5	3	l.d.	7,0	8,5	8	15	4,2	0,1	0,5	0,76	l.d.	0,088	0,007	2,7
14.06.93	15,0	l.d.	6,2	101	96	9,2	94,2	0,4	2	l.d.	7,0	8,5	10	1	2,4	0,8	0,6	0,99	l.d.	0,100	0,007	2,9
29.09.93	14,2	l.d.	7,0	149	141	10,0	100,7	2,9	16	3,9	18,0	22,0	13	8	22,2	11,4	2,3	2,24	0,021	0,662	0,175	4,5
27.10.93	10,4	l.d.	6,0	51	69	10,4	96,1	0,6	8	0,9	5,0	6,1	10	2	1,2	6,7	0,8	1,50	l.d.	0,087	0,007	2,9
24.11.93	8,9	l.d.	5,9	93	88	10,2	90,9	0,3	2	0,2	7,0	8,5	10	3	1,2	6,3	0,7	1,30	0,002	0,100	0,404	3,3

14 Rio Caima - Barbeito

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
22.04.92	10,0	—	6,2	77	73	7,8	71,4	1,4	7	7,8	11,0	13,4	14	3	2,4	24,2	2,5	0,49	0,011	0,088	0,158	3,3
20.05.92	14,5	53	6,4	102	97	6,8	68,9	1,1	20	9,3	14,0	17,2	17	3	1,2	14,1	2,0	0,76	0,031	0,066	0,184	3,9
17.06.92	16,4	56	6,2	87	82	6,9	72,8	1,7	44	5,0	13,0	15,9	15	3	1,4	8,9	2,3	0,61	0,003	0,039	0,404	3,2
15.07.92	19,3	—	6,1	132	125	0,6	6,7	2,5	21	15,3	30,0	36,6	19	5	2,4	20,6	3,7	0,06	0,063	0,680	0,699	4,5
12.08.92	17,7	—	6,3	179	138	1,7	18,4	5,1	66	46,7	33,0	40,3	22	6	2,4	20,3	5,1	0,15	0,085	0,524	1,228	4,8
09.09.92	16,4	—	6,4	185	142	1,9	20,0	3,1	58	44,3	48,0	58,6	20	10	4,2	24,8	5,1	0,20	0,074	0,895	1,496	4,5
07.10.92	13,7	44	6,4	162	154	4,0	39,8	2,4	24	35,5	33,0	40,3	21	4	1,8	20,6	3,7	0,51	0,066	1,353	0,674	4,2
05.11.92	12,9	153	6,3	83	79	9,4	92,0	1,4	15	4,6	10,0	12,2	15	4	1,2	10,4	1,2	1,42	0,017	0,460	0,123	3,3
30.11.92	12,3	39	6,4	96	91	9,4	90,7	0,1	12	4,7	8,0	9,8	15	3	1,2	8,9	1,3	1,42	0,017	0,368	0,140	3,3
29.12.92	9,3	82	6,4	105	99	10,2	91,8	0,7	19	9,3	9,0	11,0	14	9	1,4	7,4	1,4	1,79	0,009	0,273	0,193	3,4
27.01.93	7,5	91	6,5	97	91	10,8	93,0	1,1	28	10,2	8,0	9,8	17	4	1,2	11,7	1,6	1,74	0,013	0,334	0,267	4,6
24.02.93	8,2	76	6,4	121	115	10,3	90,3	0,3	10	5,7	10,0	12,2	13	4	1,2	9,2	1,2	1,30	0,011	0,307	0,157	3,2
24.03.93	12,0	54	6,4	97	92	9,2	88,3	1,7	19	9,0	10,0	12,2	18	5	1,2	9,9	1,6	1,10	0,013	0,404	0,344	3,2
21.04.93	11,6	89	6,5	74	70	10,1	95,9	1,5	17	7,9	10,0	12,2	11	4	1,4	6,2	1,0	0,63	0,011	0,286	0,175	2,7
19.05.93	11,3	82	6,3	87	82	10,0	94,3	0,9	14	9,6	9,0	11,0	9	6	12,6	2,6	1,0	0,73	0,013	0,211	0,175	3,0
14.06.93	14,6	140	6,6	114	108	8,8	89,3	1,1	21	8,3	9,0	11,0	14	3	1,2	4,1	1,5	1,16	0,019	0,344	0,324	3,3
29.09.93	14,3	92	6,4	114	108	9,1	91,8	3,5	22	9,1	14,0	17,1	13	8	7,2	11,4	2,8	2,07	0,023	0,472	0,229	5,0
27.10.93	10,4	68	6,3	89	84	10,2	94,3	1,6	36	9,9	9,0	11,0	12	3	1,8	10,1	1,9	2,01	0,007	0,307	0,404	3,2
24.11.93	9,0	97	6,1	106	100	10,6	94,7	1,1	13	9,8	9,0	11,0	13	4	1,8	9,7	2,1	0,90	0,015	0,298	0,467	3,3

15 Rio Vouga - Aldeia (Segadães)

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr, O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
15.04.92	11,8	--	6,5	98	92	7,8	74,4	4,1	11	3,6	14,0	17,1	22	6	3,6	9,8	0,9	0,16	0,002	0,082	0,039	3,5
13.05.92	16,0	l.d.	6,5	132	125	4,5	45,6	8,0	34	11,2	20,0	24,4	26	12	1,8	13,3	1,0	0,13	0,005	0,183	0,023	3,7
11.06.92	16,6	l.d.	6,5	162	154	2,6	27,5	9,0	31	12,0	21,0	25,6	22	15	2,4	14,4	1,4	0,11	0,002	0,071	0,072	3,8
08.07.92	21,9	--	6,5	125	118	4,2	49,1	6,9	29	3,2	25,0	30,5	13	8	3,2	13,4	1,5	0,20	0,005	0,968	0,179	3,4
05.08.92	22,3	--	6,7	181	139	4,5	53,0	8,1	37	2,0	36,0	43,9	20	12	4,2	17,4	2,0	0,04	0,066	0,906	0,140	3,2
02.09.92	18,4	--	6,7	145	138	6,6	72,4	2,5	9	4,7	16,0	19,5	21	8	3,0	20,2	3,7	0,50	0,029	0,363	0,072	3,7
30.09.92	17,8	l.d.	6,6	179	137	4,3	46,6	7,0	35	13,4	28,0	34,2	23	10	3,6	19,8	2,4	0,28	0,005	0,189	0,056	3,7
28.10.92	14,3	22	6,4	103	98	7,9	79,7	2,8	13	4,4	10,0	12,2	13	2	2,4	11,4	1,9	0,90	0,020	0,431	l.d.	3,5
25.11.92	12,3	l.d.	6,3	96	91	8,6	83,0	2,2	4	0,5	5,0	6,1	15	4	1,8	9,0	1,1	1,09	0,002	0,281	0,039	3,7
22.12.92	11,6	33	6,3	86	81	10,1	95,9	1,1	14	1,0	7,0	8,5	13	5	l.d.	7,6	1,0	1,09	0,003	0,211	0,023	3,7
18.01.93	8,9	l.d.	6,4	106	100	10,3	91,8	3,7	24	3,9	6,0	7,3	15	5	1,8	10,4	0,8	0,84	0,002	0,316	l.d.	3,5
17.02.93	9,2	l.d.	6,3	105	99	9,2	82,6	7,1	33	8,4	13,0	15,9	17	5	4,2	11,1	1,0	0,36	0,003	0,129	l.d.	3,7
17.03.93	12,6	l.d.	6,3	143	136	6,3	61,2	7,7	34	5,7	17,0	20,7	20	5	4,2	16,2	1,3	0,15	0,005	0,135	0,007	3,5
14.04.93	11,6	24	6,2	74	70	9,5	90,2	0,7	12	2,1	8,0	9,8	12	4	0,6	5,4	0,8	0,38	0,009	0,161	0,007	2,9
11.05.93	15,5	18	6,4	111	105	6,2	64,2	6,4	34	3,1	17,0	20,7	17	15	7,8	6,1	1,0	0,20	l.d.	0,112	0,023	3,4
08.06.93	17,8	32	6,2	84	80	7,2	78,1	3,0	5	1,5	12,0	14,6	15	3	3,0	6,4	1,1	0,53	0,005	0,156	0,007	3,4
23.09.93	15,1	22	6,2	123	117	9,0	92,4	3,5	11	1,8	12,0	14,6	16	5	1,8	4,6	4,3	1,34	0,005	0,524	0,056	3,3
20.10.93	13,1	l.d.	6,1	106	101	9,2	90,5	1,7	6	2,6	6,0	7,3	11	4	1,2	6,8	0,8	1,34	0,002	0,053	0,023	3,7
17.11.93	10,6	15	6,2	113	108	9,9	91,9	0,7	7	6,1	9,0	11,0	12	4	1,2	7,7	1,1	1,16	l.d.	0,106	0,007	3,8

16 Vala Mestra - Aldeia (Segadães)

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
15.04.92	17,0	l.d.	6,1	150	142	9,8	104,6	2,0	3	1,5	16,0	19,5	34	9	4,8	19,2	3,2	l.d.	l.d.	0,074	0,023	3,3
13.05.92	16,8	l.d.	6,3	194	149	1,4	14,4	1,7	20	10,9	30,0	36,6	50	13	1,8	25,8	62,2	0,32	l.d.	2,984	0,007	1,3
11.06.92	19,7	l.d.	6,2	171	132	2,6	29,3	3,4	28	8,9	26,0	31,7	158	6	5,4	22,6	3,1	0,07	0,002	0,077	0,007	2,1
08.07.92	21,7	l.d.	6,4	174	134	0,9	10,5	4,5	24	4,9	35,0	42,7	15	10	4,0	23,9	50,9	l.d.	l.d.	3,793	0,060	2,0
05.08.92	24,8	l.d.	6,6	199	153	3,2	39,3	3,4	28	5,9	38,0	46,4	40	8	4,2	14,4	56,2	l.d.	0,003	3,408	0,044	2,3
02.09.92	20,7	l.d.	6,4	187	144	2,0	22,9	3,2	25	11,7	35,0	42,7	34	12	9,0	26,3	4,8	0,02	0,003	0,241	0,007	2,0
30.09.92	21,7	l.d.	6,4	174	134	6,0	69,9	3,4	32	13,1	36,0	43,9	35	10	3,6	22,4	2,7	l.d.	0,002	0,248	0,023	1,5
28.10.92	15,8	l.d.	6,3	176	136	4,8	50,0	2,3	16	4,8	30,0	36,6	28	4	6,6	19,0	1,7	l.d.	l.d.	0,233	0,007	0,8
25.11.92	14,8	l.d.	6,3	237	182	0,2	2,0	7,0	40	11,9	28,0	34,2	30	--	--	18,5	2,6	l.d.	0,007	0,320	0,286	5,1
22.12.92	12,0	l.d.	5,7	218	168	2,8	26,9	1,3	19	1,2	11,0	13,4	34	12	4,2	19,7	3,0	0,53	0,007	0,363	0,007	4,6
18.01.93	9,8	l.d.	--	232	178	4,7	42,8	2,0	26	2,8	10,0	12,2	34	10	2,4	21,0	3,1	0,44	0,005	0,363	0,007	4,4
17.02.93	9,6	l.d.	5,8	233	180	5,1	46,2	1,7	18	10,1	14,0	19,5	38	9	4,8	23,0	2,9	0,04	0,002	0,175	l.d.	3,2
17.03.93	14,4	l.d.	5,9	205	158	6,0	60,7	1,9	6	6,2	14,0	17,1	38	8	4,8	25,0	2,4	l.d.	0,003	0,135	l.d.	2,7
14.04.93	13,9	l.d.	6,0	219	169	3,5	35,0	1,7	13	0,3	20,0	24,4	38	9	4,8	15,3	5,0	0,56	0,018	0,256	0,007	3,4
11.05.93	18,0	l.d.	5,9	199	153	3,8	41,4	1,1	29	2,2	19,0	23,2	36	17	5,4	12,6	3,0	l.d.	l.d.	0,082	0,007	3,0
08.06.93	20,1	l.d.	5,8	180	139	5,9	66,8	2,6	8	l.d.	13,0	15,9	35	9	3,0	20,1	3,1	0,13	0,005	0,169	l.d.	2,1

17 Ribeira da Horta - Eixo

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃)	N(NO ₂)	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃										
15.04.92	14,0	--	6,4	357	256	4,1	40,6	3,9	25	3,3	58,0	70,8	54	24	11,4	31,8	9,5	0,01	l.d.	1,113	0,007	0,9
13.05.92	14,2	l.d.	6,7	470	336	1,6	16,1	9,2	58	11,4	91,0	111,0	103	35	7,0	36,6	68,2	0,34	0,001	2,568	l.d.	2,1
11.06.92	16,0	l.d.	6,6	427	306	2,4	25,1	12,1	68	14,2	89,0	108,6	208	24	6,6	39,9	62,7	0,02	0,001	0,028	0,023	3,7
08.07.92	19,4	l.d.	6,6	426	305	1,2	13,4	11,7	74	4,0	95,0	115,9	81	30	7,8	42,2	93,2	0,04	l.d.	2,937	0,028	5,4
05.08.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
02.09.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
30.09.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
28.10.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
25.11.92	12,8	21	6,0	583	417	3,3	32,2	6,4	53	2,5	29,0	35,4	75	37	11,4	39,4	58,5	0,01	0,005	4,399	l.d.	6,3
22.12.92	10,8	32	6,2	527	377	3,7	34,5	11,8	58	16,6	50,0	61,0	68	54	l.d.	37,1	12,6	0,16	0,013	0,176	0,089	6,1
18.01.93	8,2	59	6,4	540	386	6,1	53,5	10,0	64	2,7	45,0	54,9	68	35	7,2	36,8	9,3	0,38	0,009	0,248	0,056	3,3
17.02.93	9,3	53	6,4	576	412	8,3	74,7	7,9	41	2,9	47,0	57,3	69	43	6,0	37,6	8,8	0,04	0,003	0,105	l.d.	1,9
17.03.93	14,0	71	6,4	484	346	4,5	45,1	10,9	40	1,9	61,0	74,4	72	34	8,4	45,6	9,9	0,04	0,005	0,123	0,023	1,5
14.04.93	12,9	74	6,5	450	322	3,5	34,3	13,0	59	6,6	73,0	89,1	70	20	13,2	25,0	8,9	0,09	0,013	0,087	0,056	3,5
11.05.93	15,8	24	6,5	396	284	2,0	20,9	13,0	53	2,0	82,0	100,0	59	39	18,6	21,4	9,0	0,11	0,014	0,130	0,106	3,2
08.06.93	19,4	46	6,4	335	240	1,7	19,0	13,5	48	l.d.	78,0	95,2	49	30	7,8	29,0	8,8	0,26	0,011	0,169	0,089	3,8

Os dados em falta desde 05.08.92 a 28.10.92 referem-se a um período de seca.

18 Vala da Carreira - Frossos

Data	Temp.	Vel.	pH	Cond.	Min.	O ₂	O ₂	CQO	CQO	CBO ₅	Alcalinidade		Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	N(NO ₃) ⁻	N(NO ₂) ⁻	N(NH ₄) ⁺	P(PO ₄) ³⁻	SiO ₂
		Corr.		20°C	Total	Dissol.	% Sat.	(Mn)	(Cr ₂ O ₇)		CaCO ₃	HCO ₃ ⁻										
15.04.92	16,0	l.d.	6,3	121	114	6,3	76,4	4,5	34	3,2	14,0	17,1	28	6	10,2	17,9	2,5	0,02	0,003	0,074	0,039	1,6
20.05.92	18,0	l.d.	6,3	282	217	9,3	101,3	5,4	40	3,1	27,0	32,9	51	13	4,2	43,2	47,1	0,00	l.d.	3,902	0,000	2,5
17.06.92	21,6	l.d.	6,2	513	367	11,8	137,4	6,3	82	21,9	22,0	26,8	126	17	8,4	81,8	100,8	0,01	l.d.	2,814	0,056	1,5
15.07.92	22,3	l.d.	6,7	267	205	10,6	124,9	4,2	39	24,1	26,0	31,7	38	7	7,2	36,8	101,0	l.d.	l.d.	2,898	0,039	2,7
12.08.92	19,1	l.d.	6,4	368	263	0,2	2,2	6,5	58	8,8	32,0	39,0	73	10	7,2	45,7	132,9	0,01	0,027	2,649	0,056	3,8
09.09.92	17,2	l.d.	6,4	352	252	4,6	49,3	6,5	51	21,3	37,0	45,1	59	12	5,4	63,0	146,6	0,06	0,056	2,047	0,039	4,2
07.10.92	14,3	l.d.	6,7	240	185	6,5	65,6	3,9	41	8,8	38,0	46,4	38	10	4,2	26,1	90,3	0,16	0,056	2,725	0,023	2,9
05.11.92	14,3	l.d.	5,7	412	295	4,3	43,4	3,3	25	2,0	19,0	23,2	67	32	2,4	42,9	7,5	1,50	0,066	0,437	0,023	7,6
30.11.92	13,4	l.d.	5,9	549	393	3,4	33,6	2,7	24	1,9	23,0	28,1	91	20	10,2	70,3	8,4	1,40	0,051	0,531	0,072	6,6
29.12.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
27.01.93	5,7	l.d.	6,4	219	168	6,5	53,5	6,0	28	4,5	23,0	28,1	28	9	3,0	19,4	3,2	l.d.	0,007	0,142	0,039	0,8
24.02.93	7,9	l.d.	6,3	272	210	6,9	60,0	4,3	31	1,6	20,0	24,4	37	11	1,8	26,8	2,1	l.d.	0,005	0,129	0,007	0,7
24.03.93	14,7	l.d.	6,3	238	183	5,1	51,9	4,7	24	1,8	29,0	35,4	44	11	5,4	28,8	5,4	0,40	0,013	0,203	0,023	1,4
21.04.93	16,4	l.d.	6,3	282	217	3,8	40,1	7,3	57	4,0	34,0	41,5	59	12	5,4	24,1	5,3	0,04	0,011	0,070	l.d.	1,9
19.05.93	15,8	l.d.	6,6	330	254	3,9	40,6	6,2	45	5,7	25,0	30,5	58	18	18,6	22,5	7,1	3,59	0,051	0,197	0,072	3,9
14.06.93	19,5	l.d.	5,7	344	246	1,7	19,0	6,8	39	4,9	30,0	36,6	78	15	7,8	47,8	7,1	1,53	0,068	0,437	0,039	5,9

Os dados em falta em 29.12.92 referem-se a um período de cheia

ANEXO 2

Elementos químicos presentes nas águas e determinados por ICP em $\mu\text{g l}^{-1}$.

l.d. - limite de detecção do método.

-- valores não determinados.

1 Rio Antuã - Minhoteira

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	l.d.	316	3	151	221	1485	13	13	l.d.	l.d.	35	131
20.05.92	51	207	457	606	1163	2727	15	15	l.d.	l.d.	16	33
17.06.92	85	372	106	113	957	1781	13	13	l.d.	l.d.	33	80
15.07.92	44	129	438	529	817	3669	13	13	l.d.	l.d.	11	41
12.08.92	62	235	421	441	1232	2536	14	14	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
09.09.92	22	171	508	617	387	3034	15	15	l.d.	l.d.	10	10
07.10.92	54	171	97	597	915	3742	0	0	l.d.	l.d.	l.d.	42
05.11.92	47	361	200	229	119	1422	26	26	l.d.	l.d.	260	281
30.11.92	23	268	123	144	125	1390	29	29	l.d.	l.d.	224	261
29.12.92	120	375	289	303	2705	3731	18	18	l.d.	l.d.	372	330
27.01.93	l.d.	504	121	818	83	1222	17	17	l.d.	16	209	510
24.02.93	l.d.	86	102	110	197	694	10	10	l.d.	l.d.	66	75
24.03.93	l.d.	497	109	133	231	1411	13	13	l.d.	l.d.	72	130
21.04.93	l.d.	712	107	134	242	1657	10	10	l.d.	l.d.	52	103
19.05.93	18	611	74	99	191	1282	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	63	110
14.06.93	88	270	74	79	692	692	11	11	l.d.	l.d.	133	132

2 Rio Antuã - Estarreja

Data	A l		M n		F e		N i		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	l.d.	113	3	140	285	1468	l.d.	l.d.	14	60
20.05.92	26	119	155	171	995	2682	14	14	12	12
17.06.92	32	173	110	117	795	1613	l.d.	l.d.	22	48
15.07.92	l.d.	39	585	661	368	2512	15	15	l.d.	l.d.
12.08.92	l.d.	53	1055	1160	451	2945	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
09.09.92	l.d.	82	192	258	441	2018	16	16	l.d.	l.d.
07.10.92	70	108	83	267	1225	2302	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.11.92	47	330	229	271	230	1615	17	17	199	238
30.11.92	23	238	127	154	276	1569	39	47	227	303
29.12.92	38	266	121	134	124	877	l.d.	l.d.	125	125
27.01.93	l.d.	208	122	837	96	709	l.d.	l.d.	132	361
24.02.93	l.d.	201	104	109	251	941	l.d.	l.d.	58	58
24.03.93	l.d.	520	125	151	187	1368	l.d.	l.d.	64	86
21.04.93	l.d.	269	119	138	323	1265	l.d.	l.d.	57	61
19.05.93	24	479	82	89	251	1092	l.d.	l.d.	67	94
14.06.93	49	182	79	80	475	565	12	12	110	110

3 Rio Cértima - Vale de Estevão

Data	A l		M n		F e		N i		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	48	179	2	64	21	107	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
20.05.92	59	127	133	151	93	422	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.06.92	56	130	148	148	52	343	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
15.07.92	74	121	144	149	70	601	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
12.08.92	109	139	196	235	44	723	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
09.09.92	67	136	256	279	88	626	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
07.10.92	91	131	268	316	52	720	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.11.92	73	166	120	150	39	283	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.11.92	50	181	41	50	27	551	22	22	26	26
29.12.92	40	478	31	47	21	160	14	14	25	25
27.01.93	27	1794	45	706	11	256	l.d.	l.d.	86	313
24.02.93	13	102	29	33	14	118	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.03.93	23	872	48	60	15	274	l.d.	l.d.	32	60
21.04.93	36	6997	36	60	18	1255	l.d.	l.d.	27	58
19.05.93	94	317	26	29	133	345	l.d.	l.d.	13	13
14.06.93	42	445	25	27	79	79	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
29.09.93	64	144	125	129	52	250	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
27.10.93	l.d.	136	26	30	21	253	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.11.93	19	137	26	30	16	271	l.d.	l.d.	12	12

4 Rio Cértima - São João de Azenha

Data	A l		M n		F e		N i		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	44	125	l.d.	69	27	129	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
20.05.92	55	102	96	114	49	196	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.06.92	46	90	95	103	15	139	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
15.07.92	69	95	281	328	28	745	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
12.08.92	62	1627	193	224	22	672	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
09.09.92	53	205	149	212	29	979	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
07.10.92	72	131	329	362	37	1262	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.11.92	65	107	51	70	37	280	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.11.92	48	167	37	53	24	615	14	14	36	36
29.12.92	42	217	30	41	11	143	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
27.01.93	23	914	42	744	15	188	l.d.	l.d.	16	228
24.02.93	18	187	29	31	12	111	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.03.93	18	348	28	37	10	204	l.d.	l.d.	24	31
21.04.93	23	1106	18	32	29	666	l.d.	l.d.	30	33
19.05.93	49	821	22	31	97	463	l.d.	l.d.	16	25
14.06.93	47	440	36	36	102	102	l.d.	l.d.	18	18
29.09.93	--	103	--	56	--	199	--	l.d.	--	l.d.
27.10.93	17	75	25	28	26	261	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.11.93	79	93	58	58	51	257	l.d.	l.d.	26	26

5 Rio Cértima - Ponte de Perrães

Data	A l		M n		F e		N i		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	30	83	l.d.	5	22	153	l.d.	l.d.	19	19
20.05.92	53	298	374	470	112	756	10	10	l.d.	l.d.
17.06.92	51	158	210	222	58	517	l.d.	l.d.	13	13
15.07.92	46	214	494	590	52	1298	10	10	10	10
12.08.92	29	398	594	762	74	1963	10	10	l.d.	l.d.
09.09.92	32	111	188	188	53	729	l.d.	l.d.	10	10
07.10.92	32	106	113	145	46	812	17	17	11	11
05.11.92	68	149	131	147	32	436	18	18	31	41
30.11.92	43	169	73	97	30	719	37	37	49	49
29.12.92	50	137	47	57	143	261	l.d.	l.d.	19	29
27.01.93	21	203	59	759	9	203	l.d.	l.d.	28	251
24.02.93	17	1268	46	51	10	2678	l.d.	l.d.	23	23
24.03.93	34	575	86	102	23	500	l.d.	l.d.	120	144
21.04.93	21	268	84	96	21	372	l.d.	l.d.	56	56
19.05.93	59	425	45	53	151	468	l.d.	l.d.	42	42
14.06.93	62	776	89	98	121	450	10	10	39	39
29.09.93	26	303	195	203	37	612	13	13	53	67
27.10.93	23	184	53	62	50	468	l.d.	l.d.	10	10
24.11.93	20	306	32	59	29	448	l.d.	l.d.	38	50

6 Rio Levira - Vila Verde

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n		P b	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	33	295	123	248	45	533	31	48	l.d.	23	278	443	l.d.	743
20.05.92	108	823	107	130	658	1309	10	10	l.d.	l.d.	216	312	l.d.	l.d.
17.06.92	52	576	93	109	101	661	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	178	440	l.d.	l.d.
15.07.92	40	416	154	258	36	1247	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	746	2081	l.d.	l.d.
12.08.92	35	711	78	262	63	1398	l.d.	l.d.	l.d.	14	850	1241	l.d.	655
09.09.92	50	1029	59	78	47	1168	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	327	450	147	940
07.10.92	65	669	118	141	149	1379	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	94	444	l.d.	522
05.11.92	78	747	233	289	40	820	14	14	l.d.	l.d.	625	759	l.d.	850
30.11.92	68	341	151	177	88	1138	31	31	l.d.	l.d.	153	219	l.d.	0
29.12.92	118	1867	98	126	81	1364	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	230	301	l.d.	336
27.01.93	33	1619	108	849	52	1188	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	394	778	l.d.	740
24.02.93	33	1064	86	114	130	1229	l.d.	l.d.	l.d.	12	248	520	l.d.	l.d.
24.03.93	48	1602	87	169	114	1220	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	1624	2203	705	3369
21.04.93	28	1682	75	87	112	931	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	504	588	l.d.	l.d.
19.05.93	87	1645	79	79	549	970	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	289	301	186	186
14.06.93	112	300	91	95	579	555	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	391	425	342	369
29.09.93	44	1930	110	126	29	983	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	147	340	l.d.	666
27.10.93	18	164	50	60	114	462	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	22	l.d.	l.d.
24.11.93	38	221	44	50	112	509	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	176	202	l.d.	l.d.

7 Rio Levira - Perrões

Data	A l		M n		F e		N i		Z n		P b	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	44	259	53	236	30	248	l.d.	l.d.	73	171	l.d.	l.d.
20.05.92	53	288	477	558	112	1001	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.06.92	40	128	252	259	33	420	l.d.	l.d.	40	52	l.d.	l.d.
15.07.92	38	135	167	296	42	885	10	10	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
12.08.92	34	274	448	594	44	1139	10	10	17	25	l.d.	l.d.
09.09.92	44	275	116	223	30	946	l.d.	l.d.	15	32	l.d.	l.d.
07.10.92	54	154	28	64	l.d.	774	l.d.	l.d.	17	36	l.d.	l.d.
05.11.92	71	196	175	221	37	502	11	11	108	112	l.d.	l.d.
30.11.92	51	149	85	111	33	832	25	25	109	117	l.d.	l.d.
29.12.92	45	236	100	135	40	563	l.d.	l.d.	87	87	l.d.	l.d.
27.01.93	20	784	86	843	19	783	l.d.	l.d.	85	347	l.d.	l.d.
24.02.93	17	1495	80	169	17	1175	l.d.	l.d.	121	191	l.d.	l.d.
24.03.93	17	1676	173	284	20	1311	l.d.	l.d.	500	641	l.d.	l.d.
21.04.93	31	517	257	337	51	847	l.d.	l.d.	180	208	l.d.	l.d.
19.05.93	20	419	89	115	104	803	l.d.	l.d.	91	136	l.d.	l.d.
14.06.93	99	1339	367	416	692	1486	10	10	172	199	176	176
29.09.93	16	1211	327	362	48	1806	l.d.	l.d.	190	308	l.d.	l.d.
27.10.93	23	226	127	140	141	672	l.d.	l.d.	31	45	l.d.	l.d.
24.11.93	46	221	197	197	229	691	l.d.	l.d.	272	272	l.d.	l.d.

8 Vala de Fontão - Vessada

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	56	392	6	412	563	2008	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
13.05.92	88	844	529	529	226	1194	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.06.92	61	1464	419	419	74	602	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.07.92	100	465	698	698	143	594	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.08.92	37	749	456	853	257	1807	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
02.09.92	36	490	347	518	149	1247	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.09.92	76	447	318	510	325	1168	l.d.	l.d.	10	12	l.d.	l.d.
28.10.92	79	1014	54	129	73	569	l.d.	l.d.	l.d.	13	l.d.	l.d.
25.11.92	46	351	148	693	442	2419	l.d.	l.d.	26	33	19	28
22.12.92	96	364	75	85	392	732	13	13	21	21	166	166
18.01.93	93	486	39	56	205	749	l.d.	l.d.	16	26	l.d.	l.d.
17.02.93	45	720	86	469	226	1024	l.d.	l.d.	12	16	l.d.	93
17.03.93	64	772	901	1054	1001	2322	l.d.	l.d.	l.d.	12	11	11
14.04.93	93	3610	152	247	335	2615	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.05.93	26	1727	425	495	616	2084	l.d.	l.d.	l.d.	10	l.d.	l.d.
08.06.93	92	1421	679	713	1753	2063	11	11	12	12	l.d.	l.d.
23.09.93	57	722	358	368	522	2149	l.d.	l.d.	31	52	18	36
20.10.93	139	2229	98	109	412	1318	l.d.	l.d.	30	41	l.d.	l.d.
17.11.93	80	538	100	114	362	1318	l.d.	l.d.	10	14	l.d.	l.d.

9 Rio Largo - Ponte do Pano

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	44	280	l.d.	197	1141	3899	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	21	21
13.05.92	77	613	180	198	1013	2454	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.06.92	160	1511	925	925	4261	4849	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	26
08.07.92	95	746	759	759	3120	3414	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.08.92	120	1175	137	154	2228	4105	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
02.09.92	103	864	94	123	1442	5897	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.09.92	61	798	62	421	833	3113	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
28.10.92	60	490	258	343	450	2614	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
25.11.92	63	428	79	98	923	3075	l.d.	l.d.	17	17	15	31
22.12.92	80	1393	31	42	472	1740	18	18	10	10	28	32
18.01.93	101	787	14	21	252	1232	l.d.	l.d.	12	18	l.d.	l.d.
17.02.93	112	980	32	401	470	1601	l.d.	l.d.	l.d.	10	l.d.	96
17.03.93	52	329	63	69	1406	2123	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
14.04.93	59	1877	73	122	805	3858	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.05.93	96	741	242	244	2178	3178	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.06.93	51	503	211	242	1368	1863	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
23.09.93	54	900	170	213	348	1882	l.d.	l.d.	15	17	20	40
20.10.93	207	3166	54	72	330	1454	l.d.	l.d.	25	32	l.d.	l.d.
17.11.93	44	455	36	39	662	1883	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.

10 Rio Cértima - Requeixo

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	25	100	14	79	45	195	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
13.05.92	89	308	304	304	72	341	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	67	67
11.06.92	37	402	109	118	95	240	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.07.92	45	232	559	715	78	476	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.08.92	32	631	166	4371	45	1017	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
02.09.92	43	280	114	408	59	863	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.09.92	41	655	63	499	29	1575	l.d.	l.d.	l.d.	20	l.d.	26
28.10.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
25.11.92	41	205	34	52	74	805	10	45	l.d.	l.d.	16	16
22.12.92	44	219	27	38	75	337	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
18.01.93	19	206	17	28	58	205	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.02.93	15	337	24	383	26	235	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	95
17.03.93	54	339	46	52	51	256	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
14.04.93	46	515	10	13	68	528	l.d.	l.d.	10	19	43	43
11.05.93	89	196	159	159	301	301	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	13	13
08.06.93	60	187	137	148	259	259	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
23.09.93	83	403	88	95	315	560	l.d.	l.d.	10	10	17	42
20.10.93	94	820	33	39	191	562	l.d.	l.d.	13	21	11	11
17.11.93	43	262	32	37	114	577	l.d.	l.d.	10	10	l.d.	l.d.

Os dados em falta em 28.10.92 referem-se a um período de cheia.

11 Rio Águeda - Águeda

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	l.d.	77	20	23	33	217	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	45	45
13.05.92	72	900	32	51	268	1323	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	15	79
11.06.92	75	177	13	13	169	188	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	28	28
08.07.92	67	128	14	14	244	294	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	36	42
05.08.92	19	168	25	45	238	1091	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	17	17
02.09.92	61	146	12	17	203	713	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	60	66
30.09.92	94	167	27	27	487	773	20	20	13	13	122	122
28.10.92	156	1123	29	43	144	1104	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	25	31
25.11.92	51	97	18	25	121	702	33	33	l.d.	l.d.	52	52
22.12.92	321	1882	47	71	336	1910	11	11	15	24	62	62
18.01.93	38	68	14	17	72	144	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	32	32
17.02.93	37	53	23	390	147	225	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	41	141
17.03.93	114	549	15	20	333	790	l.d.	l.d.	l.d.	13	40	43
14.04.93	117	1284	9	21	62	1426	l.d.	l.d.	l.d.	27	42	46
11.05.93	36	114	13	14	141	232	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	28	32
08.06.93	76	156	16	16	201	201	11	11	l.d.	l.d.	40	40
23.09.93	67	218	22	28	136	1252	l.d.	l.d.	13	17	45	72
20.10.93	73	181	67	73	197	415	l.d.	l.d.	14	19	43	44
17.11.93	26	63	25	27	106	338	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	30	30

12 Rio Águeda - Óis da Ribeira

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	l.d.	77	21	24	35	209	l.d.	l.d.	l.d.	12	37	37
13.05.92	41	147	30	32	223	403	27	27	10	10	l.d.	66
11.06.92	90	449	19	19	175	339	10	10	11	14	51	51
08.07.92	36	103	30	31	293	468	12	12	10	12	42	46
05.08.92	21	162	42	47	558	1316	11	11	l.d.	12	20	20
02.09.92	60	165	17	24	219	778	l.d.	l.d.	12	17	47	90
30.09.92	46	292	21	32	252	924	21	21	27	36	160	207
28.10.92	245	1492	32	53	176	1418	13	13	16	30	49	57
25.11.92	58	139	18	26	109	724	33	33	11	11	58	58
22.12.92	68	168	16	24	86	198	l.d.	l.d.	13	13	44	44
18.01.93	36	69	15	19	68	139	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	34	34
17.02.93	32	45	17	362	68	121	11	11	l.d.	l.d.	40	120
17.03.93	46	125	18	19	147	242	13	13	17	22	81	74
14.04.93	57	999	8	12	63	1258	l.d.	l.d.	12	36	52	52
11.05.93	83	292	18	17	171	349	l.d.	l.d.	15	15	52	52
08.06.93	76	203	16	15	181	181	11	11	11	11	48	48
23.09.93	47	107	26	27	140	268	25	25	20	20	67	73
20.10.93	53	144	20	22	51	186	l.d.	l.d.	14	22	37	42
17.11.93	22	41	19	21	75	293	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	36	36

13 Rio Caima - Vale de Cambra

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	23	49	3	4	51	69	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
20.05.92	27	27	7	7	65	85	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.06.92	25	60	4	4	37	82	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
15.07.92	28	83	14	14	83	257	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
12.08.92	20	107	7	10	80	476	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
09.09.92	42	164	8	15	69	591	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	17	17
07.10.92	28	70	6	14	29	572	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.11.92	55	62	5	5	25	74	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.11.92	27	76	7	9	77	277	17	38	15	15	26	26
29.12.92	32	99	11	19	49	132	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
27.01.93	14	30	15	695	23	48	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	210
24.02.93	l.d.	l.d.	3	3	19	26	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.03.93	l.d.	62	2	4	20	140	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
21.04.93	25	240	4	9	25	222	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
19.05.93	42	236	6	8	29	188	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
14.06.93	18	50	3	4	24	24	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
29.09.93	159	4006	63	99	130	1901	l.d.	l.d.	25	30	l.d.	37
27.10.93	13	39	4	5	19	156	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.11.93	l.d.	l.d.	6	6	32	183	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.

14 Rio Caima - Barbeito

Data	A l		M n		F e		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
22.04.92	l.d.	68	29	29	223	228	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
20.05.92	26	47	214	223	313	544	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.06.92	32	70	93	93	222	309	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
15.07.92	15	57	156	156	399	1814	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
12.08.92	15	78	142	142	904	1327	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
09.09.92	16	68	483	543	748	1848	l.d.	l.d.	11	11
07.10.92	19	72	401	435	444	1426	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.11.92	67	160	125	140	112	317	l.d.	l.d.	24	47
30.11.92	22	109	61	75	71	692	l.d.	l.d.	21	25
29.12.92	30	62	48	56	60	116	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
27.01.93	14	46	40	737	76	177	l.d.	l.d.	l.d.	209
24.02.93	l.d.	65	29	31	58	179	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.03.93	l.d.	98	27	31	73	292	l.d.	l.d.	11	11
21.04.93	43	810	26	38	59	607	l.d.	l.d.	15	15
19.05.93	18	233	30	30	63	254	l.d.	l.d.	15	15
14.06.93	24	54	34	37	93	93	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
29.09.93	206	5799	19	42	91	2628	21	32	12	25
27.10.93	17	132	29	33	53	284	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.11.93	l.d.	37	24	27	44	253	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.

15 Rio Vouga - Aldeia (Segadães)

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	l.d.	64	33	39	149	409	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
13.05.92	46	119	81	81	1656	1656	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.06.92	65	154	48	48	536	536	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.07.92	62	136	58	58	849	923	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.08.92	78	170	104	108	1404	1929	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	18	18
02.09.92	72	137	64	72	503	1115	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
30.09.92	69	161	66	70	820	1132	l.d.	l.d.	l.d.	10	l.d.	l.d.
28.10.92	85	2256	51	107	275	3833	l.d.	l.d.	l.d.	19	23	51
25.11.92	46	198	32	43	194	962	16	16	l.d.	l.d.	17	17
22.12.92	39	120	24	29	77	189	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	11	11
18.01.93	20	71	22	29	76	180	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.02.93	18	177	48	412	238	503	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	95
17.03.93	43	216	62	66	599	753	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	13	13
14.04.93	50	775	22	32	118	892	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	10	10
11.05.93	32	185	28	36	257	429	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.06.93	75	232	27	30	262	262	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	11	11
23.09.93	53	272	38	47	164	1371	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
20.10.93	33	334	27	31	59	314	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.11.93	l.d.	69	22	23	82	362	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.

16 Vala Mestra - Aldeia (Segadães)

Data	A l		M n		F e		N i		C u		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	l.d.	l.d.	3	85	47	572	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
13.05.92	21	153	316	387	675	3223	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.06.92	26	33	122	126	2364	4303	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.07.92	42	68	500	500	4982	9212	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.08.92	23	150	12	1889	483	5670	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
02.09.92	30	67	244	277	643	3371	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	10	29
30.09.92	32	85	138	488	862	6181	13	13	l.d.	12	l.d.	l.d.
28.10.92	11	153	31	59	178	1370	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
25.11.92	85	130	208	240	5000	6909	33	33	l.d.	l.d.	21	21
22.12.92	41	85	34	281	462	1346	10	10	l.d.	l.d.	16	16
18.01.93	14	104	83	121	127	1574	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.02.93	29	197	198	590	1119	3655	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	99
17.03.93	90	307	294	324	2908	5425	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	17	17
14.04.93	22	138	219	247	493	2550	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	15	15
11.05.93	17	61	106	109	569	1335	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.06.93	36	93	80	86	833	960	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.

17 Ribeira da Horta - Eixo

Data	A l		M n		F e		N i		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	23	33	8	39	632	1315	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
13.05.92	47	132	175	175	827	2722	l.d.	l.d.	l.d.	49
11.06.92	32	289	65	134	477	1935	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.07.92	34	98	100	104	959	1412	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.08.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
02.09.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
30.09.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
28.10.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
25.11.92	64	125	63	75	2442	4830	16	46	19	19
22.12.92	58	80	32	33	1494	1695	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
18.01.93	29	55	12	13	1109	1769	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.02.93	18	41	15	372	563	1174	l.d.	l.d.	l.d.	96
17.03.93	20	59	19	19	753	1433	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
14.04.93	21	76	24	27	1271	2141	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
11.05.93	25	70	35	39	1107	2358	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
08.06.93	29	89	48	55	1283	1619	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.

Os dados em falta desde 05.08.92 até 28.10.92 referem-se a um período de seca.

18 Vala da Carreira - Frossos

Data	A l		M n		F e		N i		Z n	
	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total	diss.	total
15.04.92	44	73	61	64	283	508	l.d.	l.d.	17	25
20.05.92	72	601	184	679	760	2130	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
17.06.92	50	511	633	633	767	2861	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
15.07.92	58	1398	176	369	853	4800	l.d.	l.d.	10	10
12.08.92	51	2792	343	534	1187	12240	l.d.	l.d.	18	18
09.09.92	120	2219	381	558	1222	11350	l.d.	l.d.	l.d.	29
07.10.92	41	1530	98	731	1164	4456	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
05.11.92	296	687	512	615	490	1184	18	18	49	68
30.11.92	60	387	501	579	197	2168	33	39	49	49
29.12.92	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
27.01.93	46	374	44	2280	1771	4758	l.d.	l.d.	15	248
24.02.93	32	235	25	55	956	1665	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
24.03.93	31	197	95	272	776	1662	l.d.	l.d.	11	11
21.04.93	33	335	110	167	1132	3305	l.d.	l.d.	l.d.	l.d.
19.05.93	45	1150	196	237	1020	4544	l.d.	l.d.	10	10
14.06.93	294	374	946	946	6276	6276	25	25	41	41

Os dados em falta em 29.12.92 referem-se a um período de cheia.

ANEXO 3

Taxa observados, numerados e codificados com uma sigla de 4 letras (COSTE 1992) para cada um.

Os taxa não numerados aparecem esporadicamente, com um número de efectivos inferior a 5% ; por tal motivo, não foram sujeitos a tratamento matemático.

Lista dos taxa observados no presente estudo

Nº	Sigla	Taxon
1	ACZA	<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Simonsen
2	ABIO	<i>Achnanthes bioretii</i> Germain
3	ACAE	<i>Achnanthes catenata</i> Bily & Marvan
4	ACLE	<i>Achnanthes clevei</i> Grunow
5	ACOA	<i>Achnanthes coarctata</i> (Brébisson) Grunow
6	ACON	<i>Achnanthes conspicua</i> A. Mayer
7	ADAU	<i>Achnanthes dau</i> Foged
8	ADEL	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow
	ADHA	<i>Achnanthes delicatula</i> (Kützing) Grunow ssp. <i>hawkiana</i> (Grunow) Lange-Bertalot
9	AEXG	<i>Achnanthes exigua</i> Grunow
10	AGRN	<i>Achnanthes grana</i> Hohn & Hellerman
	AHEL	<i>Achnanthes helvetica</i> (Hustedt) Lange-Bertalot
11	AHUN	<i>Achnanthes hungarica</i> Grunow
12	ALAN	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow
13	ALAR	<i>Achnanthes lanceolata</i> (Brébisson) Grunow ssp. <i>rostrata</i> (Östrup) Lange-Bertalot
14	ALAP	<i>Achnanthes lapidosa</i> Krasske
15	ALIN	<i>Achnanthes linearis</i> (W. Smith) Grunow
16	AMAR	<i>Achnanthes marginulata</i> Grunow
17	AMIN	<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing
18	AOBG	<i>Achnanthes oblongella</i> Östrup
19	ARPT	<i>Achnanthes rupestoides</i> Hohn
	ASAC	<i>Achnanthes saccula</i> Carter
20	ASAT	<i>Achnanthes subatomoides</i> (Hustedt) Lange-Bertalot & Archibald
21	ACTN	<i>Actinoptychus</i> sp. Ehrenberg
22	ALDH	<i>Amphipleura lindheimeri</i> Grunow
23	APEL	<i>Amphipleura pellucida</i> (Kützing) Kützing
24	AMMO	<i>Amphora montana</i> Krasske
25	AOVA	<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing
26	APED	<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow
27	AVEN	<i>Amphora veneta</i> Kützing
28	ANBR	<i>Anomoeoneis brachysira</i> (Brébisson) Grunow
29	ASPH	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer
	ASPS	<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitzer f. <i>sculpta</i> (Ehrenberg) Krammer
30	AVIT	<i>Anomoeoneis vitrea</i> (Grunow) Ross
31	AFOR	<i>Asterionella formosa</i> Hassal
32	AAMB	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen

Nº	Sigla	Taxon
33	AUGR	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen
34	AUGA	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Simonsen var. <i>angustissima</i> (O. Müller) Simonsen
35	BPAR	<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin
36	CAMP	<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve
37	CBAC	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve
38	CBFO	<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve var. <i>fontinalis</i> Grunow
	CMOL	<i>Caloneis molaris</i> (Grunow) Krammer
	CSHU	<i>Caloneis schumanniana</i> (Grunow) Cleve
39	CSIL	<i>Caloneis silicula</i> (Ehrenberg) Cleve
	CDIS	<i>Cocconeis disculus</i> (Schumann) Cleve
40	CPED	<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg
41	CPLA	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg
	CPLE	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>euglypta</i> (Ehrenberg) Grunow
42	CPLI	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck
43	CPPS	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg var. <i>pseudolineata</i> Geitler
44	CDUB	<i>Cyclostephanos dubius</i> (Fricke) Round
45	CATO	<i>Cyclotella atomus</i> Hustedt
46	CMED	<i>Cyclotella meduanae</i> Germain
47	CMEN	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
	COCE	<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek
48	CPST	<i>Cyclotella pseudostelligera</i> Hustedt
49	CRAD	<i>Cyclotella radiosa</i> (Grunow) Lemmermann
	CSTE	<i>Cyclotella stelligera</i> Cleve & Grunow
50	CELL	<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith
51	CSOL	<i>Cymatopleura solea</i> (Brébisson) W. Smith
	CAFF	<i>Cymbella affinis</i> Kützing
52	CASP	<i>Cymbella aspera</i> (Ehrenberg) Peragallo
53	CCAE	<i>Cymbella caespitosa</i> (Kützing) Brun
54	CCES	<i>Cymbella cesatii</i> (Rabenhorst) Grunow
55	CCIS	<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner
56	CCYM	<i>Cymbella cymbiformis</i> Agardh
57	CGRA	<i>Cymbella gracilis</i> (Ehrenberg) Kützing
58	CHET	<i>Cymbella heteropleura</i> (Ehrenberg) Kützing
59	CLAN	<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Van Heurck
60	CLEP	<i>Cymbella leptoceros</i> (Ehrenberg) Kützing
61	CMES	<i>Cymbella mesiana</i> Cholnoky
62	CMIC	<i>Cymbella microcephala</i> Grunow
63	CMIN	<i>Cymbella minuta</i> Hilse ex Rabenhorst

Nº	Sigla	Taxon
64	CNAV	<i>Cymbella naviculiformis</i> Auerswald
65	CTUM	<i>Cymbella tumida</i> (Brébisson) Van Heurck
	DSUB	<i>Denticula subtilis</i> Grunow
66	DMES	<i>Diatoma mesodon</i> (Ehrenberg) Kützing
67	DITE	<i>Diatoma tenuis</i> Agardh
68	DVUL	<i>Diatoma vulgaris</i> Bory
	DELL	<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve
69	DINT	<i>Diploneis interrupta</i> (Kützing) Cleve
	DMIN	<i>Diploneis minuta</i> Petersen
	DOBL	<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler
70	DOVA	<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve
71	DPUE	<i>Diploneis puella</i> (Schumann) Cleve
72	EZPO	<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson var. <i>porcellus</i> (Kützing) Grunow
73	ESOR	<i>Epithemia sorex</i> Kützing
	ETUR	<i>Epithemia turgida</i> (Ehrenberg) Kützing
	EBID	<i>Eunotia bidentula</i> W. Smith
74	EBIL	<i>Eunotia bilunaris</i> (Ehrenberg) Mills
75	EEXI	<i>Eunotia exigua</i> (Brébisson) Rabenhorst
	EFAB	<i>Eunotia faba</i> Ehrenberg
	EFLE	<i>Eunotia flexuosa</i> (Brébisson) Kützing
76	EFOR	<i>Eunotia formica</i> Ehrenberg
77	EMIN	<i>Eunotia minor</i> (Kützing) Grunow
78	ENAE	<i>Eunotia naegelii</i> Migula
79	EPEC	<i>Eunotia pectinalis</i> (Kützing) Rabenhorst
80	EPUN	<i>Eunotia pectinalis</i> (Kützing) Rabenhorst var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabenhorst
	EPRA	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg
81	EPBI	<i>Eunotia praerupta</i> Ehrenberg var. <i>bidens</i> (Ehrenberg) Grunow
82	ESER	<i>Eunotia serra</i> Ehrenberg
83	ESUB	<i>Eunotia submonodon</i> Hustedt
84	ETEN	<i>Eunotia tenella</i> (Grunow) Hustedt
85	EVEN	<i>Eunotia veneris</i> (Kützing) De Toni
86	FARC	<i>Fragilaria arcus</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot
87	FBRV	<i>Fragilaria brevistriata</i> Grunow
88	FCAP	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières
89	FCGR	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>gracilis</i> (Østrup) Hustedt
90	FCME	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>mesolepta</i> (Rabenhorst) Rabenhorst
91	FCRU	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>rumpens</i> (Kützing) Lange-Bertalot
92	FCVA	<i>Fragilaria capucina</i> Desmazières var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot

Nº	Sigla	Taxon
93	FCON	<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow
94	FCBI	<i>Fragilaria construens</i> (Ehrenberg) Grunow f. <i>binodis</i> (Ehrenberg) Hustedt
95	FCRO	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton
96	FDIL	<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot
97	FFAS	<i>Fragilaria fasciculata</i> (Agardh) Lange-Bertalot
98	FLMA	<i>Fragilaria leptostauron</i> (Ehrenberg) Hustedt var. <i>martyi</i> (Héribaud) L.-Bertalot
	FPAR	<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow
99	FPSC	<i>Fragilaria parasitica</i> (W. Smith) Grunow var. <i>subconstricta</i> Grunow
100	FPIN	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehrenberg
101	FPUL	<i>Fragilaria pulchella</i> (Ralfs ex Kützing) Lange-Bertalot
102	FULN	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot
103	FUAC	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>acus</i> (Kützing) Lange-Bertalot
104	FUDA	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>danica</i> (Kützing) Lange-Bertalot
105	FUOX	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot var. <i>oxyrhynchus</i> (Kützing) L.-Bertalot
106	FVIR	<i>Fragilaria virescens</i> Ralfs
	FRHO	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni
107	FRSA	<i>Frustulia rhomboides</i> (Ehrenberg) De Toni var. <i>saxonica</i> (Rabenhorst) De Toni
108	FVUL	<i>Frustulia vulgaris</i> (Thwaites) De Toni
109	GCLE	<i>Gomphoneis clevei</i> (Fricke) Gil
110	GACU	<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehrenberg
111	GAFF	<i>Gomphonema affine</i> Kützing
112	GANT	<i>Gomphonema angustum</i> Agardh
113	GAUG	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg
	GUTU	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg var. <i>turris</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot
114	GCLA	<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg
115	GGRA	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg
	GHEB	<i>Gomphonema hebridense</i> Gregory
116	GISG	<i>Gomphonema insigne</i> Gregory
	GMIC	<i>Gomphonema micropus</i> Kützing
117	GMIN	<i>Gomphonema minutum</i> (Agardh) Agardh
118	GPAP	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing
119	GPXS	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing var. <i>exilissimum</i> Grunow
120	GPPA	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing var. <i>parvulus</i> Lange-Bertalot & Reichardt
121	GPAS	<i>Gomphonema parvulum</i> Kütz. var. <i>parvulum</i> f. <i>saprophilum</i> L.-Bert. & Reich.
122	GPRO	<i>Gomphonema productum</i> (Grunow) Lange-Bertalot & Reichardt
123	GPSA	<i>Gomphonema pseudoaugur</i> Lange-Bertalot
124	GPUM	<i>Gomphonema pumilum</i> (Grunow) Reichardt & Lange-Bertalot
	GSUB	<i>Gomphonema subtile</i> Ehrenberg

Nº	Sigla	Taxon
125	GTRU	<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg
126	GYAC	<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst
	GYAT	<i>Gyrosigma attenuatum</i> (Kützing) Rabenhorst
127	GOBS	<i>Gyrosigma obscurum</i> (W. Smith) Griffith & Henfrey
128	GSCA	<i>Gyrosigma scalproides</i> (Rabenhorst) Cleve
129	HAMP	<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow
130	MSMI	<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites
131	MVAR	<i>Melosira varians</i> Agardh
132	MCIR	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh
	MCCO	<i>Meridion circulare</i> (Greville) Agardh var. <i>constrictum</i> (Ralfs) Van Heurck
133	NACO	<i>Navicula accomoda</i> Hustedt
	NAGR	<i>Navicula agrestis</i> Hustedt
134	NAME	<i>Navicula americana</i> Ehrenberg
135	NAAN	<i>Navicula angusta</i> Grunow
136	NAQA	<i>Navicula aquaedurae</i> Lange-Bertalot
	NARV	<i>Navicula arvensis</i> Hustedt
137	NATO	<i>Navicula atomus</i> (Kützing) Grunow
138	NBAC	<i>Navicula bacillum</i> Ehrenberg
	NBRY	<i>Navicula bryophila</i> B. Petersen
139	NCAP	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg
140	NCHU	<i>Navicula capitata</i> Ehrenberg var. <i>hungarica</i> (Grunow) Ross
141	NCPR	<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain
142	NCAR	<i>Navicula cari</i> Ehrenberg
143	NCTV	<i>Navicula caterva</i> Hohn & Hellerman
144	NCIN	<i>Navicula cincta</i> (Ehrenberg) Ralfs
145	NCLE	<i>Navicula clementis</i> Grunow
146	NCOH	<i>Navicula cohnii</i> (Hilse) Lange-Bertalot
147	NCON	<i>Navicula contenta</i> Grunow
148	NCRY	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing
149	NCTE	<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot
150	NCUS	<i>Navicula cuspidata</i> Kützing
151	NDEC	<i>Navicula decussis</i> Östrup
	NDIF	<i>Navicula difficillima</i> Hustedt
152	NELG	<i>Navicula elginensis</i> (Gregory) Ralfs
153	NERI	<i>Navicula erifuga</i> Lange-Bertalot
154	NEVA	<i>Navicula evanida</i> Hustedt
155	NEXI	<i>Navicula exilis</i> Kützing
156	NGPE	<i>Navicula gallica</i> (W. M. Smith) Lagerstedt var. <i>perpusilla</i> (Grun.) L.-Bertalot

N°	Sigla	Taxon
157	NGAS	<i>Navicula gastrum</i> (Ehrenberg) Kützing
158	NGLO	<i>Navicula glomus</i> Carter & Bailey-Watts
159	NGOE	<i>Navicula goeppertiana</i> (Bleisch) H. L. Smith
160	NGRE	<i>Navicula gregaria</i> Donkin
161	NHAL	<i>Navicula halophila</i> (Grunow) Cleve
162	NHPI	<i>Navicula halophiloides</i> Hustedt
163	NHMS	<i>Navicula heimansii</i> Van Dam & Kooyman
164	NHUS	<i>Navicula hustedtii</i> Krasske
165	NIMP	<i>Navicula impexa</i> Hustedt
166	NITG	<i>Navicula integra</i> (W. Smith) Ralfs
167	NLAE	<i>Navicula laevisissima</i> Kützing
168	NLAN	<i>Navicula lanceolata</i> (Agardh) Ehrenberg
169	NLON	<i>Navicula longicephala</i> Hustedt
170	NLUN	<i>Navicula lundii</i> Reichardt
	NMGL	<i>Navicula margalithii</i> Lange-Bertalot
171	NMNS	<i>Navicula menisculus</i> Schumann
	NMUP	<i>Navicula menisculus</i> Schumann var. <i>upsaliensis</i> Grunow
172	NMIN	<i>Navicula minima</i> Grunow
173	NMIS	<i>Navicula minuscula</i> Grunow
174	NMMU	<i>Navicula minuscula</i> Grunow var. <i>muralis</i> (Grunow) Lange-Bertalot
175	NMNO	<i>Navicula minusculoides</i> Hustedt
	NMLF	<i>Navicula molestiformis</i> Hustedt
	NMOC	<i>Navicula monoculata</i> Hustedt
176	NMUT	<i>Navicula mutica</i> Kützing
177	NNOT	<i>Navicula notha</i> Wallace
178	NPRG	<i>Navicula peregrina</i> (Ehrenberg) Kützing
179	NPHY	<i>Navicula phyllepta</i> Kützing
	NPRO	<i>Navicula protracta</i> (Grunow) Cleve
	NPAG	<i>Navicula pseudanglica</i> Lange-Bertalot
	NPBY	<i>Navicula pseudobryophila</i> (Hustedt) Hustedt
180	NPUP	<i>Navicula pupula</i> Kützing
181	NPUS	<i>Navicula pusilla</i> W. Smith
182	NPYG	<i>Navicula pygmaea</i> Kützing
183	NRAD	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
184	NRCH	<i>Navicula reichardtiana</i> Lange-Bertalot
185	NRHY	<i>Navicula rhyncocephala</i> Kützing
	NSAL	<i>Navicula salinarum</i> Grunow
186	NSAP	<i>Navicula saprophila</i> Lange-Bertalot & Bonik

Nº	Sigla	Taxon
	NSHD	<i>Navicula schadei</i> Krasske
187	NSHR	<i>Navicula schroeterii</i> Meister
188	NSEM	<i>Navicula seminulum</i> Grunow
	NSOR	<i>Navicula soehrensii</i> Krasske
189	NSTK	<i>Navicula stankovicii</i> Hustedt
190	NSBH	<i>Navicula subhamulata</i> Grunow
191	NSBM	<i>Navicula subminuscule</i> Manguin
192	NSMO	<i>Navicula submolesta</i> Hustedt
	NSBR	<i>Navicula subrotundata</i> Hustedt
193	NSUB	<i>Navicula subtilissima</i> Cleve
194	NTEN	<i>Navicula tenelloides</i> Hustedt
195	NTPT	<i>Navicula tripunctata</i> (O. F. Müller) Bory
196	NTRV	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot
197	NTUS	<i>Navicula tuscula</i> Ehrenberg
198	NVEN	<i>Navicula veneta</i> Kützing
199	NVIR	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg
200	NVRO	<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg var. <i>rostellata</i> (Kützing) Cleve
201	NVTB	<i>Navicula vitabunda</i> Hustedt
	NVIT	<i>Navicula vitrea</i> Krasske
202	NEAF	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer
	NALO	<i>Neidium affine</i> (Ehrenberg) Pfitzer var. <i>longiceps</i> (Gregory) Cleve
203	NALP	<i>Neidium alpinum</i> Hustedt
	NEAM	<i>Neidium ampliatus</i> (Ehrenberg) Krammer
204	NEDU	<i>Neidium dubium</i> (Ehrenberg) Cleve
205	NIRI	<i>Neidium iridis</i> (Ehrenberg) Cleve
	NEPR	<i>Neidium productum</i> (W. Smith) Cleve
	NZCD	<i>Nitzschia acicularioides</i> Hustedt
206	NACI	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. Smith
	NACD	<i>Nitzschia acidoclinata</i> Lange-Bertalot
	NACU	<i>Nitzschia acula</i> Hantzsch
207	NAGN	<i>Nitzschia agnita</i> Hustedt
208	NAMP	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow
209	NAMH	<i>Nitzschia amphibioides</i> Hustedt
210	NIAR	<i>Nitzschia archibaldii</i> Lange-Bertalot
211	NICA	<i>Nitzschia calida</i> Grunow
212	NCPL	<i>Nitzschia capitellata</i> Hustedt
	NICI	<i>Nitzschia circumscuta</i> (Bailey) Grunow
213	NCLA	<i>Nitzschia clausii</i> Hantzsch

Nº	Sigla	Taxon
	NCOA	<i>Nitzschia coarctata</i> Grunow
	NCOM	<i>Nitzschia communis</i> Rabenhorst
	NCOR	<i>Nitzschia compressa</i> (Bailey) Boyer
	NCOT	<i>Nitzschia constricta</i> (Kützing) Ralfs
214	NDEB	<i>Nitzschia debilis</i> (Arnott) Grunow
215	NDIS	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow
216	NDUB	<i>Nitzschia dubia</i> W. Smith
217	NEDT	<i>Nitzschia epithemioides</i> Grunow var. <i>disputata</i> (Carter) Lange-Bertalot
218	NFIL	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Smith) Van Heurck
219	NFIC	<i>Nitzschia filiformis</i> (W. Smith) Van Heurck var. <i>conferta</i> (Richter) L.-Bertalot
220	NFLE	<i>Nitzschia flexa</i> Schumann
221	NFON	<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow
222	NAFN	<i>Nitzschia fontifuga</i> (aff.) Cholnoky
223	NIFR	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
	NIFT	<i>Nitzschia fruticosa</i> Hustedt
224	NIGF	<i>Nitzschia graciliformis</i> Lange-Bertalot & Simonsen
225	NIGR	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
226	NGRT	<i>Nitzschia granulata</i> Grunow
227	NHAN	<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst
228	NIHU	<i>Nitzschia hungarica</i> Grunow
229	NINC	<i>Nitzschia inconspicua</i> Grunow
230	NINT	<i>Nitzschia intermedia</i> Hantzsch ex Cleve & Grunow
	NILA	<i>Nitzschia lacuum</i> Lange-Bertalot
231	NLEV	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow
232	NLVI	<i>Nitzschia levidensis</i> (W. Smith) Grunow var. <i>victoriae</i> (Grunow) Cholnoky
233	NLBT	<i>Nitzschia libertruthii</i> Rabenhorst
234	NLIN	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith
235	NZLT	<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. Smith var. <i>tenuis</i> (W. Smith) Grunow
236	NLOR	<i>Nitzschia lorenziana</i> Grunow
237	NMIC	<i>Nitzschia microcephala</i> Grunow
238	NNAN	<i>Nitzschia nana</i> Grunow
239	NNAV	<i>Nitzschia navicularis</i> (Brébisson) Grunow
240	NOBT	<i>Nitzschia obtusa</i> W. Smith
241	NPAL	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith
242	NPAE	<i>Nitzschia paleacea</i> Grunow
243	NIPF	<i>Nitzschia paleaeformis</i> Hustedt
244	NPVU	<i>Nitzschia parvula</i> W. Smith
245	NIPM	<i>Nitzschia perminuta</i> (Grunow) Peragallo

Nº	Sigla	Taxon
246	NPML	<i>Nitzschia pumila</i> Hustedt
247	NIPU	<i>Nitzschia pusilla</i> Grunow
248	NREC	<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch
249	NREV	<i>Nitzschia reversa</i> W. Smith
250	NRST	<i>Nitzschia rosenstockii</i> Lange-Bertalot
251	NSCA	<i>Nitzschia scalaris</i> (Ehrenberg) W. Smith
252	NSIG	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) W. Smith
253	NSIO	<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch) W. Smith
254	NSOC	<i>Nitzschia sociabilis</i> Hustedt
255	NISP	<i>Nitzschia</i> sp. A. H. Hassall
256	NSUA	<i>Nitzschia subacicularis</i> Hustedt
257	NISU	<i>Nitzschia subtilis</i> Grunow
258	NISC	<i>Nitzschia suchlandtii</i> Hustedt
	NZSU	<i>Nitzschia supralitoria</i> Lange-Bertalot
259	NTER	<i>Nitzschia terrestris</i> (Petersen) Hustedt
260	NTRY	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch
261	NTUB	<i>Nitzschia tubicola</i> Grunow
262	NUMB	<i>Nitzschia umbonata</i> (Ehrenberg) Lange-Bertalot
263	NVLC	<i>Nitzschia valdecostata</i> Lange-Bertalot & Simonsen
264	NIVA	<i>Nitzschia valdestriata</i> Aleem & Hustedt
265	PFIB	<i>Peronia fibula</i> (Brébisson ex Kützing) Ross
266	PACO	<i>Pinnularia acoricola</i> Hustedt
267	PACR	<i>Pinnularia acrosphaeria</i> Rabenhorst
	PAPP	<i>Pinnularia appendiculata</i> (Agardh) Cleve
268	PBOR	<i>Pinnularia borealis</i> Ehrenberg
269	PBRA	<i>Pinnularia braunii</i> (Grunow) Cleve
270	PBRE	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst
271	PBDI	<i>Pinnularia brebissonii</i> (Kützing) Rabenhorst var. <i>diminuta</i> (Grunow) Cleve
272	PDIV	<i>Pinnularia divergens</i> W. Smith
273	PDVG	<i>Pinnularia divergentissima</i> (Grunow) Cleve
274	PGIB	<i>Pinnularia gibba</i> Ehrenberg
275	PINT	<i>Pinnularia interrupta</i> W. Smith
276	PLEG	<i>Pinnularia legumen</i> Ehrenberg
277	PLUN	<i>Pinnularia lundii</i> Hustedt
278	PMAJ	<i>Pinnularia maior</i> (Kützing) Rabenhorst
279	PMIC	<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehrenberg) Cleve
280	PNOD	<i>Pinnularia nodosa</i> (Ehrenberg) W. Smith
	PPOL	<i>Pinnularia polyonca</i> (Brébisson) W. Smith

Nº	Sigla	Taxon
281	PSCA	<i>Pinnularia subcapitata</i> Gregory
282	PSPD	<i>Pinnularia superdivergentissima</i> Chaumont & Germain
283	PVIR	<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch) Ehrenberg
284	RABB	<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bertalot
285	RGIB	<i>Rhopalodia gibba</i> O. Müller
286	RGBL	<i>Rhopalodia gibberula</i> (Ehrenberg) O. Müller
287	ROPE	<i>Rhopalodia operculata</i> (Agardh) Håkansson
288	STAN	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg
289	SAGR	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg f. <i>gracilis</i> Rabenhorst
290	STKR	<i>Stauroneis kriegerii</i> Patrick
291	SPHO	<i>Stauroneis phoenicenteron</i> (Nitzsch) Ehrenberg
292	SSMI	<i>Stauroneis smithii</i> Grunow
	STHE	<i>Stauroneis thermicola</i> (Petersen) Lund
293	STDE	<i>Stenopterobia delicatissima</i> (Lewis) Brébisson ex Van Heurck
294	SHAN	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow
295	STMI	<i>Stephanodiscus minutulus</i> (Kützing) Cleve & Möller
	SROT	<i>Stephanodiscus rotula</i> (Kützing) Hendey
296	SUAP	<i>Surirella amphioxys</i> W. Smith
297	SANG	<i>Surirella angusta</i> Kützing
298	SBIS	<i>Surirella biseriata</i> Brébisson
299	SBKU	<i>Surirella brebissonii</i> Kram. & L.-Bertalot var. <i>kuetzingii</i> Kram. & L.-Bertalot
300	SBRI	<i>Surirella brightwellii</i> W. Smith
301	SLIN	<i>Surirella linearis</i> W. Smith
302	SUMI	<i>Surirella minuta</i> Brébisson
303	SOVI	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson
	SOVU	<i>Surirella ovulum</i> Hustedt
304	SURO	<i>Surirella robusta</i> Ehrenberg
305	SSPL	<i>Surirella splendida</i> (Ehrenberg) Kützing
306	SUTE	<i>Surirella tenera</i> Gregory
307	TFEN	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngbye) Kützing
308	TFLO	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth) Kützing
309	TPSN	<i>Thalassiosira pseudonana</i> Hassall & Heimdal
310	TWEI	<i>Thalassiosira weisflogii</i> (Grunow) Fryxell & Hasle

ANEXO 4

Dados das semiquantificações por MEV-EDS, em percentagens, de algumas espécies de diatomáceas. Os espaços em branco dizem respeito a elementos não semiquantificados. As “células” com * referem-se a valores com desvio-padrão elevado (superiores a metade do valor da semiquantificação) que, por isso, foram excluídos.

data	local	espécie	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
20.05.92	5	ALAN	1	3,74	0,81	20,40	59,64	1,64	0,93		2,04	1,59	0,00	7,50			1,71	
24.03.93	5		2	17,76	2,75	1,37	41,45	1,39	11,64	10,71	2,95	7,43	0,00	0,00	0,00	2,57		0,00
24.03.93	5		3	14,11	2,78	1,63	42,72	3,94	6,24	10,55	3,05	8,47	0,00	0,00	0,00	6,51	0,00	
24.03.93	5		4	18,24	2,00	1,76	38,13	2,02	7,79	15,51	3,37	6,81	0,00	0,00	0,00	4,37		0,00
24.03.93	5		5	17,67	2,21	1,33	42,09	2,02	10,03	10,49	3,38	6,62	0,00	0,00	0,00	4,14		0,00
24.03.93	5		6	15,36	1,96	2,01	47,47	1,45	3,92	12,25	3,74	7,85	0,00	0,00	0,00	4,00	*	
24.03.93	5		7	14,54	2,95	1,47	45,19	1,80	5,02	8,75	2,55	11,24	0,00	0,00	*	5,52		*
24.03.93	6		8	2,42	0,50	3,56	83,45	1,55	1,12	0,00	1,52	1,24	0,00	1,34	0,00	0,00	3,29	*
14.06.93	6		9	4,69	1,16	6,91	60,28	6,55	3,43	0,68	1,57	5,47	0,00	4,93	0,00	1,92	*	5,70
14.06.93	6		10	2,82	0,00	2,45	77,00	3,66	5,42	0,00	*	3,51	0,00	0,00	0,00	4,50	0,00	*
14.06.93	6		11	2,41	0,71	6,53	78,69	5,80	1,42	0,00	1,14	1,37	0,00	1,92	0,00	0,00	0,00	*
20.05.92	5	AMIN	1	4,90	2,24	5,94	74,32	*	1,79		1,89	2,12	1,86	4,03				J
24.03.93	6		2	8,12	1,50	3,49	57,87	2,97	4,23	3,24	1,67	7,05	0,00	*	0,00	3,85	4,99	0,00
14.06.93	6		3	4,90	1,00	3,10	71,69	3,16	5,37	*	1,70	3,31	0,00	*	0,00	0,00	*	0,00
08.06.93	11		4	2,17	1,02	2,81	74,65	8,95	3,18	1,38	3,30	1,74	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00
08.06.93	11		5	1,65	1,33	2,19	77,20	3,45	4,37	1,68	1,41	1,23	0,00	*	0,00	0,00	4,47	11,35
08.06.93	11		6	2,12	1,11	7,18	74,85	3,32	2,62	1,00	1,17	*	0,00	3,05	*	*	0,00	0,00
08.06.93	11		7	3,10	0,00	3,09	76,01	*	2,44	*	*	*	0,00	6,57	0,00	*	0,00	0,00
08.06.93	11		8	1,53	0,50	4,27	83,73	2,48	1,77	*	1,42	*	0,00	2,07	0,00	*	0,00	0,00
08.06.93	11		9	1,25	3,29	3,09	73,05	2,96	1,82	0,72	0,61	0,67	0,00	1,15	0,00	6,20	5,19	*
08.06.93	11		10	1,18	3,39	2,96	71,15	2,91	2,32	0,00	0,90	1,45	0,00	*	0,00	8,11	4,54	0,00
08.06.93	11		11	*	1,33	2,05	68,46	3,34	1,52	*	2,39	1,54	0,00	2,00	0,00	10,77	*	0,00
08.06.93	11		12	4,55	1,91	1,84	63,86	4,50	3,82	1,33	*	3,14	0,00	0,00	0,00	10,25	*	0,00
14.04.93	12		13	3,77	0,53	1,76	76,65	2,67	2,52	2,70	1,67	0,91	*	0,00	0,00	3,62	*	*
08.06.93	12		14	1,77	*	3,60	86,83	2,35	2,01	*	*	1,17	0,00	1,29	0,00	0,00	0,00	5,38
08.06.93	12		15	1,64	*	5,39	81,10	0,00	*	1,95	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*	0,00	0,00
13.05.92	15		16	4,06	0,00	4,24	70,27	2,81	3,21	1,79	4,81	3,44	0,00	0,00	5,36	0,00	0,00	
14.04.93	15		17	1,76	0,48	2,19	76,66	1,74	2,29	1,54	2,88	5,98	0,00	0,00	0,00	*	*	*
20.05.92	3	CMEN	1	4,56	1,55	0,00	74,35	11,12	3,27		4,66			0,49				
10.07.92	4		2	1,72	0,84	2,40	66,51	9,34	5,92	1,50	5,27	3,67	0,00	2,84	0,00	0,00	0,00	0,00
10.07.92	4		3	2,21	1,46	4,95	64,45	10,77	2,93	2,16	5,88	3,19	0,00	*	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	5		4	1,79	0,00	0,68	90,56	1,04	3,05		0,70	1,53	0,00	0,64				
10.07.92	5		5	3,89	3,20	2,12	66,54	0,00	5,89	2,49	4,35	*	0,00	0,00	0,00	10,12	0,00	
10.07.92	5		6	10,41	*	3,06	65,74	0,00	5,56	4,39	6,25	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		7	7,11	1,44	4,65	62,96	7,89	4,84	2,94	2,86	1,00	0,00	*	0,00	0,00	3,33	
20.05.92	6		8	2,96	1,16	3,33	71,77	7,70	4,86	0,00	2,28	*	0,00	*	0,00	*	0,00	
20.05.92	6		9	9,08	1,04	2,99	59,47	9,96	3,96	3,16	3,30	3,47	0,00	0,00	0,00	0,00	*	
20.05.92	6		10	10,98	1,58	2,43	52,56	13,97	5,39	5,38	3,96	1,97	*	0,00	0,00	*	0,00	
20.05.92	6		11	6,41	1,13	2,61	52,24	11,10	9,92	3,00	2,82	8,22	0,00	0,00	0,00	0,00	2,55	
20.05.92	6		12	10,35	1,13	2,73	59,66	9,64	4,81	3,82	3,75	0,70	0,00	1,20	0,00	2,22	0,00	
20.05.92	6		13	5,30	0,90	3,33	71,88	5,97	5,58	2,46	1,30	3,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
24.03.93	6		14	2,92	*	4,16	76,42	0,00	0,00	0,00	1,93	0,00	0,00	0,00	2,51	*	8,42	0,00
24.03.93	6		15	4,84	0,48	2,73	75,57	1,48	1,62	0,82	1,41	6,21	0,00	*	0,00	*	2,89	
24.03.93	6		16	3,43	1,00	4,54	77,70	1,97	0,86	0,69	2,12	1,22	0,86	*	0,00	*	3,61	0,00
10.07.92	7		17	1,20	0,71	1,81	73,68	7,12	3,21	1,40	5,09	0,89	*	0,00	0,00	2,31	*	0,00
10.07.92	7		18	1,55	1,15	2,43	74,45	7,34	3,45	2,42	4,00	1,66	*	*	0,00	0,00	0,00	0,00
14.06.93	7		19	1,74	1,30	15,13	56,40	2,29	2,26	0,37	2,90	3,92	0,00	9,90	0,00	2,43	*	1,45
30.09.92	10		20	2,11	0,00	2,00	80,55	2,52	1,50	1,31	1,36	*	0,00	0,00	2,76	5,24	0,00	
30.09.92	10		21	*	0,64	2,25	73,15	11,20	4,27	1,24	3,75	1,22	0,00	0,00	*	0,00	0,00	
30.09.92	10		22	2,44	0,96	1,81	81,85	3,16	3,68	0,00	0,82	1,19	0,00	0,00	*	3,08	0,00	
13.05.92	15		23	5,41	*	7,77	54,18	3,97	2,94	*	5,17	4,64	*	5,39	0,00	*	0,00	
24.03.93	6	CMIN	1	3,99	0,97	3,68	73,94	2,01	2,66	0,00	1,46	7,91	0,00	1,77	0,00	*	0,00	0,00
24.03.93	6		2	3,69	1,32	5,73	71,26	2,75	1,85	1,67	1,84	3,99	0,00	1,94	0,00	0,00	0,00	
14.06.93	6		3	0,88	0,48	7,16	77,84	1,58	0,78	0,61	3,99	0,00	0,00	3,48	*	*	0,00	0,00
14.06.93	7		4	0,84	*	4,57	77,18	2,24	*	0,00	1,15	2,86	0,00	2,82	*	*	*	0,00

data	local	espèce	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
20.05.92	3	FULN	1	1,81	0,00	0,00	94,06	1,92	0,61		0,80	0,32	0,48	0,00				
10.07.92	4		2	0,44	0,14	1,74	91,71	1,66	1,03	0,30	0,28	1,17	0,00	1,55	0,00	0,00	0,00	*
10.07.92	4		3	0,69	0,25	2,14	83,21	2,87	1,79	0,45	0,40	2,65	0,00	3,90	0,00	*	*	0,00
10.07.92	5		4	1,68	*	1,61	84,55	2,58	*	1,68	1,71	1,78	0,00	0,00	0,00	0,00	*	
10.07.92	5		5	0,85	*	1,49	92,33	1,52	*	0,00	1,23	0,00	0,00	0,00	*	0,00	0,00	
10.07.92	5		6	1,63	0,30	1,67	86,48	2,52	1,96	1,12	2,49	0,87	0,00	0,97	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	5		7	6,51	1,42	1,30	61,34	5,94	4,63	9,17	5,49	2,35	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
10.07.92	5		8	9,50	0,94	1,41	55,72	3,53	6,62	9,08	7,12	3,98	*	0,00	0,00	0,00	*	
10.07.92	5		9	8,66	1,61	1,20	56,43	1,96	7,35	5,35	5,36	6,61	0,00	0,00	0,00	3,02	*	
10.07.92	5		10	1,70	*	1,50	85,47	1,99	2,27	1,91	1,55	1,92	0,00	0,00	0,00	0,00	*	
10.07.92	5		11	0,75	0,00	1,77	92,65	*	0,00	*	2,39	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	5		12	1,56	0,00	1,68	82,74	3,57	2,12	1,71	3,12	*	0,00	0,00	0,00	2,85	0,00	
10.07.92	5		13	2,71	0,26	0,00	92,71	0,90	0,97		1,22	1,23	0,00	0,00				
14.06.93	5		14	0,69	0,37	3,81	82,77	1,62	*	0,50	*	1,39	0,00	*	0,00	4,60	3,01	0,00
14.06.93	5		15	0,44	0,31	1,65	85,36	2,29	0,82	0,36	0,73	0,69	0,00	*	0,00	3,34	3,55	*
20.05.92	6		16	2,11		1,01	91,74		2,21	0,00	1,19	1,73		0,00				
20.05.92	6		17	13,84		*	74,14		4,39	2,25	1,95	2,30						
20.05.92	6		18	4,04	0,00	0,00	90,90		2,40	0,00	0,91	1,75		0,00				
20.05.92	6		19	3,85	0,00	0,00	88,39		88,39	1,58	0,80	1,02		0,00				
10.07.92	6		20	2,10	*	1,93	85,73	1,73	2,04	1,46	1,36	1,42	0,00	0,93	0,00	0,00	*	
10.07.92	6		21	0,90	*	1,96	91,22	1,83	0,00	0,78	0,97	1,24	0,00	0,89	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		22	1,13	0,00	1,86	91,75	1,65	0,64	0,00	1,00	0,95	0,00	0,00	1,02	0,00	0,00	
10.07.92	6		23	2,63	0,72	1,65	77,64	1,98	4,69	2,29	1,52	6,29	*	0,00	0,00	0,00	0,00	
24.03.93	6		24	3,38	0,61	3,51	78,70	1,64	0,84	1,27	1,74	1,20	0,00	*	*	2,79	3,07	*
24.03.93	6		25	3,24	0,99	2,58	78,40	2,77	2,30	2,30	2,16	1,85	0,00	0,86	0,00	*	*	*
24.03.93	6		26	2,53	0,57	2,69	86,09	2,15	2,02	*	1,86	0,47	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
24.03.93	6		27	5,56	0,70	2,28	74,73	2,06	2,20	1,35	1,02	5,93	0,00	0,00	0,00	*	*	0,00
24.03.93	6		28	2,73	0,75	4,14	75,87	2,64	2,87	0,99	1,98	1,90	0,00	0,00	0,00	3,73	*	*
24.03.93	6		29	2,74	0,37	2,36	88,95	1,39	0,54	0,50	1,13	0,69	0,00	*	0,00	*	0,00	2,44
24.03.93	6		30	2,32	0,36	3,95	83,10	2,20	1,16	1,30	1,53	2,11	0,00	1,07	0,00	*	0,00	*
24.03.93	6		31	2,66	0,79	4,39	82,05	1,91	1,03	0,00	1,27	1,06	0,00	*	0,00	2,15	2,34	*
24.03.93	6		32	2,75	0,41	2,39	86,89	1,33	0,60	0,97	0,63	1,23	0,00	0,00	0,00	*	*	2,99
24.03.93	6		33	3,49	0,81	3,37	80,22	1,85	0,65	0,60	0,92	1,36	0,00	1,22	*	0,00	4,80	4,35
14.06.93	6		34	1,23	0,58	4,22	81,85	2,41	0,62	0,00	1,35	2,25	0,00	1,17	0,00	1,59	2,73	*
14.06.93	6		35	1,88	0,28	2,58	84,06	2,51	1,42	0,62	0,64	0,71	0,00	0,00	0,00	3,13	*	3,04
10.07.92	7		36	2,00	0,58	1,98	81,94	1,97	3,56	0,85	0,95	4,15	0,00	*	0,00	*	0,00	0,00
10.07.92	7		37	1,99	0,52	1,75	82,31	2,48	2,40	2,53	2,65	3,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10.07.92	7		38	0,36	0,00	1,64	92,17	2,31	0,57	0,00	1,30	0,45	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
10.07.92	7		39	0,95	*	1,85	85,79	3,77	2,01	1,13	1,78	1,47	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00
10.07.92	7		40	0,67	0,38	1,88	89,19	2,04	1,83	0,70	1,67	1,04	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00
10.07.92	7		41	1,82	*	1,71	86,30	2,66	1,63	2,33	2,31	1,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24.03.93	7		42	3,75	0,60	2,17	80,97	2,19	1,75	2,24	2,02	1,12	0,00	*	*	0,00	2,09	
24.03.93	7		43	4,84	*	2,50	76,83	*	1,70	4,46	3,87	0,92	*	*	0,00	*	0,00	*
14.06.93	7		44	1,27	0,57	4,92	80,73	1,82	0,41	0,61	0,75	2,19	0,00	1,89	0,00	*	3,56	2,21
14.06.93	7		45	0,84	0,43	3,58	83,39	1,69	0,75	0,00	0,87	1,79	0,48	1,30	0,00	2,40	2,47	1,53
30.09.92	10		46	4,57	0,88	1,89	78,86	3,28	4,24	1,78	2,34	2,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
30.09.92	10		47	0,68	0,00	1,43	90,24	1,90	1,02	0,48	0,44	0,47	0,00	0,00	0,00	*	*	
14.04.93	11		48	0,58	0,79	9,08	81,63	1,77	0,50	*	3,54	0,21	0,00	1,04	0,00	*	0,00	0,00
13.05.92	15		49	1,37	*	0,11	91,79	0,51	1,34	0,80	*	*	0,00	0,62	0,00	0,00	*	2,73
13.05.92	15		50	1,63	0,23	0,00	87,56	0,00	0,95	1,25	2,00	1,63	0,00	0,00	0,00	2,07	2,69	0,00

data	local	espèce	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
10.07.92	6	GGRA	1	1,43	0,47	2,52	82,88	2,46	2,93	1,70	2,76	2,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		2	2,22	0,61	1,76	82,88	4,40	2,48	1,55	2,00	2,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	18		3	*	0,68	2,51	84,38	2,93	0,00	0,00	2,28	1,14	0,00	*	*	*	0,00	
10.07.92	18		4	*	*	2,30	82,89	2,45	2,09	1,17	1,77	1,10	0,00	0,00	0,00	*	*	
10.07.92	18		5	2,55	*	1,86	82,09	4,41	4,88	*	1,30	1,93	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	18		6	0,00	*	2,77	91,98	0,00	*	*	0,00	*	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
24.03.93	5	GPAR	1	10,61	2,48	2,14	46,33	8,76	3,82	8,59	1,90	6,28	0,00	0,00	2,10	6,97		0,00
24.03.93	5		2	9,29	1,20	1,60	61,73	3,64	3,23	9,67	5,12	2,36	0,00	*	0,00	*	*	
24.03.93	5		3	8,86	0,89	1,29	62,23	2,23	3,41	10,85	6,12	1,60	*	0,00	0,00	*	*	
24.03.93	5		4	9,37	1,31	1,22	62,11	3,24	2,94	5,87	2,75	4,04	1,57	0,00	0,00	5,58	0,00	
24.03.93	5		5	12,99	2,39	4,50	47,00	1,76	4,01	12,81	3,68	3,78	0,00	1,31	0,00	5,77		0,00
14.06.93	5		6	3,22	2,65	3,32	61,42	5,01	61,42	2,01	2,40	7,55	0,00	0,00	0,00	4,17	*	0,00
10.07.92	6		7	11,51	0,99	1,68	55,40	3,94	6,79	4,26	4,36	10,49	0,00	*	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		8	7,89	*	*	66,43	7,48	*	0,00	3,53	0,00	*	0,00	*	0,00	0,00	
10.07.92	6		9	2,78	0,81	1,53	73,75	5,16	5,67	1,46	1,94	3,42	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
24.03.93	6		10	4,59	2,23	6,43	66,91	2,85	2,98	2,40	2,30	5,82	0,00	1,66	0,00	*	0,00	5,06
24.03.93	6		11	5,31	1,36	4,03	72,71	4,39	3,58	3,20	1,06	4,36	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24.03.93	6		12	3,26	1,09	5,04	74,65	5,68	2,43	2,42	1,57	3,87	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	*
24.03.93	6		13	4,44	0,62	3,47	79,23	1,99	1,37	2,69	1,66	0,00	0,00	0,00	0,00	*	*	*
24.03.93	6		14	3,69	1,24	2,39	77,91	5,91	2,38	1,11	2,13	1,22	0,00	2,02	0,00	0,00	0,00	*
14.06.93	6		15	1,35	0,71	5,84	80,29	1,77	0,00	*	0,97	1,10	0,00	1,91	0,00	*	4,05	0,00
14.06.93	6		16	1,96	0,69	5,26	82,81	2,93	0,57	0,00	0,69	1,70	0,00	1,99	0,00	0,00	*	5,84
14.06.93	7		17	2,76	0,49	1,69	73,37	3,84	3,15	1,21	3,36	6,54	0,00	0,00	0,00	3,59	0,00	*
14.06.93	7		18	4,89	0,77	3,98	59,29	3,26	2,50	0,65	1,92	10,48	*	0,00	*	5,13	5,14	0,00
14.04.93	11		19	1,06	*	4,51	79,58	3,37	1,33	0,00	1,07	0,00	0,00	5,02	0,00	*	*	*
14.04.93	12		20	4,87	0,56	1,69	74,56	4,67	3,42	3,02	3,86	2,84	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00
14.04.93	12		21	3,45	0,62	2,18	82,33	2,67	2,00	*	1,65	1,29	*	*	0,00	0,00	*	0,00
14.04.93	12		22	1,08	*	2,95	87,23	2,70	1,53	0,60	*	1,80	0,00	1,52	0,00	0,00	0,00	*
14.04.93	15		23	1,89	0,87	2,50	82,91	2,02	1,73	0,89	1,23	4,54	*	*	0,00	0,00	0,00	*
14.04.93	15		24	1,55	0,77	2,26	75,24	5,96	4,97	1,10	4,70	2,46	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00
14.04.93	15		25	0,92	*	2,89	73,52	3,28	1,97	1,16	1,31	0,95	0,00	0,00	0,00	*	9,73	0,00

data	local	espécie	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
10.07.92	4	NCRY	1	0,79	0,00	2,31	82,50	2,62	1,85	0,00	0,56	8,54	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00
24.03.93	5		2	3,19	0,66	3,34	75,67	2,34	1,80	1,85	1,22	1,54	0,00	*	0,00	7,16	*	*
24.03.93	5		3	3,42	0,00	3,13	77,26	1,64	*	2,93	1,78	0,98	*	*	*	5,44	0,00	0,00
24.03.93	5		4	1,34	0,79	4,59	78,27	1,97	0,00	1,06	1,02	0,69	0,00	*	*	8,32	0,00	0,00
24.03.93	5		5	5,37	1,23	2,87	74,70	*	1,70	3,17	1,34	2,07	0,00	0,00	0,00	6,28	5,02	5,45
14.06.93	5		6	2,93	0,82	5,59	68,17	1,90	1,27	0,71	1,09	2,19	1,41	1,74	0,00	7,16	5,02	0,00
14.06.93	5		7	2,44	*	5,22	72,02	1,93	1,47	*	1,27	1,58	1,01	*	0,00	7,21	4,57	0,00
20.05.92	6		8	0,80	0,84	3,78	79,01	4,67	2,83	*	1,82	*	*	0,00	0,00	0,00	3,80	0,00
24.03.93	6		9	3,54	1,47	13,88	72,65	1,36	1,92	1,45	1,49	1,06	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00
14.06.93	7		10	0,49	0,83	10,00	71,19	1,62	*	0,81	3,30	6,10	*	2,60	0,00	*	0,00	0,00
14.06.93	7		11	1,94	0,72	4,93	70,78	1,78	1,04	0,69	0,82	1,81	*	2,14	*	5,44	6,11	*
14.06.93	5	NGRE	1	3,28	0,00	3,01	65,15	0,00	0,00	2,30	*	1,69	0,00	*	0,00	*	17,15	*
14.06.93	6		2	1,93	1,63	8,71	71,38	2,26	1,44	0,00	1,04	1,91	0,00	2,79	0,00	3,26	3,63	0,00
13.05.92	15		3	4,87	0,00	7,75	68,50	2,19	3,89	3,41	3,18	1,60	0,00	*	0,00	*	6,35	*
14.04.93	15		4	2,78	0,68	3,13	75,86	2,82	4,14	2,55	1,37	3,17	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
14.04.93	15		5	1,89	0,00	6,95	55,27	2,12	*	*	1,97	2,02	0,00	10,60	0,00	9,12	7,99	0,00
24.03.93	6	NHPI	1	8,24	1,48	2,07	53,74	1,72	2,30	0,00	1,18	2,97	*	21,72	*	*	0,00	0,00
24.03.93	6		2	9,81	1,87	2,52	61,28	2,12	5,72	1,30	1,33	2,68	*	*	0,00	*	5,58	0,00
24.03.93	6		3	9,46	2,12	3,02	57,06	3,49	5,98	*	2,32	7,83	*	0,00	0,00	*	*	0,00
24.03.93	6		4	9,65	3,08	2,75	53,37	1,92	6,15	*	1,37	1,56	*	*	0,00	5,94	10,64	*
24.03.93	6	NMIN	1	4,22	0,00	2,73	62,51	3,65	5,49	0,00	4,29	1,94	0,00	0,00	*	*	9,50	*
24.03.93	6		2	2,90	0,00	2,52	68,69	3,10	4,25	*	4,72	0,00	0,00	*	0,00	6,44	*	*
24.03.93	6		3	1,98	2,28	3,59	65,77	*	*	0,00	*	*	0,00	0,00	0,00	10,14	10,53	*
24.03.93	6		4	3,96	*	3,17	63,44	4,08	4,39	0,00	2,82	2,18	0,00	0,00	0,00	*	10,42	*
24.03.93	6		5	3,56	*	3,27	667,56	0,00	5,72	*	5,03	0,00	0,00	0,00	0,00	6,33	*	*
24.03.93	6		6	5,93	2,64	2,56	64,00	5,33	6,08	3,73	2,87	5,02	0,00	*	0,00	0,00	0,00	7,59
24.03.93	6		7	5,48	*	3,55	57,37	5,91	4,76	2,14	1,56	3,23	0,00	0,00	0,00	7,36	7,66	*
24.03.93	6		8	8,03	1,50	3,41	57,95	1,98	5,42	5,59	1,52	1,57	*	*	0,00	5,79	*	0,00
24.03.93	6		9	7,43	1,96	4,48	59,21	*	3,00	3,74	2,50	2,12	*	0,00	0,00	6,55	*	0,00
24.03.93	6		10	6,69	2,15	6,74	59,37	5,46	5,73	3,28	3,39	2,41	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
24.03.93	6		11	6,61	2,13	5,60	58,25	4,73	4,58	4,05	2,71	4,34	0,00	*	*	0,00	*	0,00
24.03.93	6		12	5,39	1,81	5,72	60,53	5,21	2,48	3,42	2,81	2,21	0,00	*	*	0,00	7,30	0,00
14.04.93	11		13	3,64	*	3,67	66,13	*	3,54	*	*	0,00	0,00	*	0,00	7,59	8,88	0,00
06.08.93	11		14	1,57	5,62	2,53	76,27	4,37	1,93	0,87	1,66	0,92	0,00	0,87	0,00	*	2,25	*
06.08.93	11		15	3,69	3,44	3,29	67,24	5,82	2,79	2,00	1,79	2,21	0,00	0,00	2,24	*	*	0,00
06.08.93	11		16	3,05	1,88	2,43	75,75	6,00	2,86	1,99	1,65	2,60	1,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
06.08.93	11		17	0,88	0,00	3,46	82,48	2,40	2,91	1,43	*	0,00	0,00	2,22	0,00	3,59	0,00	0,00
06.08.93	11		18	3,51	1,09	4,09	70,25	7,35	5,41	1,66	0,77	3,21	*	0,00	*	*	0,00	*
14.04.93	12		19	4,07	0,55	2,13	74,12	1,95	3,43	3,52	3,33	4,18	0,00	0,00	0,00	0,00	*	*
14.04.93	12		20	5,21	0,67	1,86	67,52	3,35	5,03	4,58	4,56	4,79	*	0,00	0,00	*	0,00	0,00
14.04.93	12		21	5,12	0,82	2,42	63,68	3,45	5,83	4,84	4,45	5,15	*	*	0,00	0,00	*	*
14.04.93	12		22	2,91	1,21	2,83	79,91	3,75	2,28	*	1,46	3,45	0,00	*	0,00	0,00	0,00	*
14.04.93	12		23	3,72	1,23	1,86	74,70	5,62	2,96	2,17	3,10	3,70	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14.04.93	12		24	3,01	0,53	2,48	76,64	4,62	3,18	1,67	3,15	0,86	1,22	0,00	0,00	0,00	*	0,00
14.04.93	12		25	1,93	*	4,70	69,12	2,65	1,85	*	1,53	12,74	0,00	*	*	*	0,00	*
14.04.93	12		26	2,89	0,60	4,40	78,11	2,44	2,52	1,18	2,54	1,24	0,00	*	0,00	0,00	*	*
06.08.93	12		27	0,37	0,24	3,29	91,18	2,31	0,43	0,32	0,43	0,61	0,00	0,82	0,00	0,00	0,00	0,00
20.05.92	3	NRHY	1	11,16	1,71	0,00	83,02	*	*	1,45	1,81	*	0,85	*	*	*	*	*
20.05.92	5		2	1,13	0,26	0,00	92,91	2,49	0,69	1,20	0,00	0,00	0,00	0,29	*	*	*	*
24.03.93	6		3	4,02	0,00	2,96	81,40	2,00	2,98	1,47	1,28	2,29	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
14.04.93	11		4	3,72	0,76	10,88	73,01	1,77	1,96	0,42	3,45	0,66	0,00	0,68	0,00	1,80	*	0,00
14.06.93	6	NSEM	1	5,80	0,56	3,08	68,46	2,09	5,97	0,72	1,15	6,95	0,00	*	0,00	3,74	0,00	0,00
14.06.93	6		2	3,93	0,42	2,63	84,65	2,12	1,83	0,00	1,90	0,79	0,00	0,00	0,00	*	*	0,00
14.06.93	6		3	2,45	0,00	2,48	83,81	2,21	1,67	0,00	1,06	2,28	0,00	0,00	0,00	0,00	*	0,00
14.06.93	6		4	6,94	0,78	2,65	66,52	*	9,87	1,18	2,03	3,04	0,00	0,00	0,00	*	*	0,00

data	local	espèce	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
30.09.92	8	NACI	1	*	*	*	50,92	*	9,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	*	*	*
30.09.92	8		2	7,35	*	*	52,78	7,89	8,75	9,33	8,21	2,68	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30.09.92	8		3	16,07	*	0,00	35,86	*	7,81	9,90	3,78	4,11	0,00	0,00	0,00	*	12,14	*
30.09.92	8		4	14,18	0,00	0,00	31,25	4,47	10,20	4,00	6,62	*	*	*	0,00	*	12,91	*
30.09.92	8		5	14,05	2,90	0,00	31,72	4,77	15,25	13,07	10,75	7,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30.09.92	8		6	6,32	0,00	3,20	70,75	*	*	6,22	6,53	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30.09.92	8		7	14,94	*	3,71	41,66	0,00	7,51	13,59	5,52	3,71	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
30.09.92	8		8	5,85	0,00	3,05	47,75	*	8,69	5,08	5,72	4,49	0,00	0,00	0,00	10,24	*	*
30.09.92	8		9	11,78	3,87	0,00	45,00	*	6,73	12,67	7,37	0,00	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
30.09.92	8		10	9,52	*	*	35,63	0,00	13,56	7,14	17,01	7,08	0,00	0,00	0,00	*	0,00	*
30.09.92	8		11	14,41	0,00	3,44	41,70	0,00	11,76	5,03	2,36	3,52	0,00	0,00	0,00	*	*	*
30.09.92	8		12	8,93	*	3,26	42,68	4,91	14,16	*	6,96	4,14	0,00	0,00	0,00	0,00	*	*
14.06.93	6	NDIS	1	3,77	1,57	16,08	62,57	3,10	2,94	0,00	3,20	3,26	0,00	3,52	0,00	0,00	0,00	*
24.03.93	7		2	9,41	2,09	4,02	57,99	2,29	2,76	6,06	3,10	3,72	0,00	0,00	*	*	*	0,00
14.06.93	7		3	3,65	0,98	3,17	70,31	1,90	2,59	2,10	4,49	4,18	0,00	2,41	0,00	0,00	*	*
13.05.92	13		4	4,08	0,44	0,42	67,23	1,13	4,23	2,20	3,94	4,88	*	1,37	0,00	6,58	*	*
13.05.92	15		5	5,62	0,79	1,22	51,58	1,17	5,49	5,35	5,31	6,39	0,00	3,57	0,00	7,74	5,78	*
13.05.92	15		6	4,92	0,82	2,89	70,50	2,97	3,38	2,96	3,53	5,92	0,00	2,11	0,00	0,00	0,00	0,00
14.04.93	15		7	2,25	0,66	3,12	75,37	2,60	2,61	1,65	2,48	3,77	0,00	4,00	0,00	*	0,00	0,00
14.04.93	15		8	2,55	3,62	5,76	63,29	1,36	2,05	1,28	2,64	11,13	1,07	5,25	0,00	0,00	0,00	0,00
14.04.93	15		9	4,09	1,19	5,56	53,78	2,33	5,08	3,60	3,22	3,57	0,00	4,99	0,00	8,11	*	0,00
14.04.93	15		10	3,05	0,00	2,13	61,57	*	1,97	2,91	*	0,00	0,00	0,00	0,00	14,40	12,11	0,00
14.04.93	15		11	1,55	*	2,65	73,47	1,51	2,05	0,79	0,82	0,99	0,00	*	0,00	10,49	*	4,99
20.05.92	6	NLIN	1	2,36	0,84	3,94	76,88	3,29	3,68	0,51	0,68	3,11	0,00	*	0,00	0,00	3,97	*
20.05.92	6		2	1,31	0,61	3,48	84,41	2,42	1,63	0,43	0,97	1,39	0,00	*	*	*	*	*
24.03.93	7		3	5,74	1,71	2,52	70,16	2,81	5,02	3,72	3,27	1,65	1,55	0,00	0,00	0,00	*	*
24.03.93	7		4	5,53	0,56	2,18	77,40	1,92	1,54	5,94	3,48	1,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24.03.93	7		5	4,13	0,95	3,10	76,63	1,94	1,62	3,40	2,14	1,54	*	0,72	*	0,00	2,99	0,00
24.03.93	7		6	4,35	0,62	2,97	77,69	1,96	1,80	3,40	2,09	1,38	0,00	0,64	0,00	0,00	3,10	0,00
24.03.93	7		7	6,89	1,20	2,43	47,56	2,16	6,42	1,96	2,45	4,73	0,00	1,30	0,00	11,20	11,69	0,00
24.03.93	7		8	15,59	2,24	2,15	46,24	2,81	4,08	17,05	4,45	4,34	0,00	1,04	0,00	0,00	0,00	0,00
24.03.93	7		9	5,35	0,85	2,26	80,34	1,20	*	2,54	1,86	1,62	*	*	0,00	0,00	2,59	0,00
24.03.93	7		10	5,28	0,82	2,67	76,01	2,75	2,18	2,42	2,52	1,58	0,00	*	0,00	0,00	3,12	0,00
24.03.93	7		11	4,75	1,20	7,07	69,55	2,07	1,63	2,32	1,79	2,94	0,00	2,76	0,00	*	2,87	0,00
14.06.93	7		12	0,80	0,97	7,43	71,17	2,42	0,60	0,00	1,29	5,45	0,00	5,38	0,00	*	2,94	0,00
14.06.93	7		13	*	*	4,19	65,16	*	2,32	0,00	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	13,63	*	7,05
13.05.92	15		14	2,26	0,00	4,00	84,63	3,98	2,27	*	1,36	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

data	local	espèce	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
10.07.92	4	NPAL	1	7,01	0,80	1,57	46,33	2,27	13,02	2,55	4,80	17,68	0,00	*	*	2,32	0,00	0,00
10.07.92	4		2	4,99	*	4,36	66,11	0,00	10,91	5,83	4,31	*	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	5		3	6,50	2,08	0,00	69,65	6,26	2,67	3,24	4,33	2,57	0,00	0,00	*	0,00	0,00	
24.03.93	5		4	23,83	4,35	1,55	30,69	1,45	10,42	12,54	3,31	11,86	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	*
20.05.92	6		5	5,54	0,95	3,87	70,45	2,85	4,78	1,56	1,22	4,15	0,00	0,00	0,00	0,00	4,63	
20.05.92	6		6	5,68	1,31	4,44	68,88	4,08	5,87	1,87	1,51	3,51	0,00	2,84	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		7	3,60	0,75	2,97	70,93	2,04	8,83	*	1,59	8,02	0,00	*	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		8	5,38	1,58	4,63	70,04	4,49	3,12	1,62	1,06	4,06	*	*	*	0,00	0,00	
20.05.92	6		9	6,36	2,28	4,95	62,64	4,70	6,39	2,63	*	4,93	0,00	0,00	0,00	0,00	*	
20.05.92	6		10	1,39	*	3,87	77,93	2,52	4,30	0,00	1,04	2,48	0,00	2,04	0,00	0,00	4,02	
20.05.92	6		11	5,81	1,99	4,60	50,92	4,95	8,62	2,09	0,89	6,48	0,00	6,95	0,00	4,26	*	
20.05.92	6		12	5,44	2,10	6,69	69,19	2,36	5,67	2,78	2,46	3,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		13	4,12	1,68	3,79	67,96	10,25	6,04	*	2,04	3,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		14	4,07	0,88	4,78	71,33	3,13	4,71	2,66	0,00	3,37	*	0,00	0,00	0,00	*	
20.05.92	6		15	6,40	2,36	7,05	68,83	0,00	2,42	2,34	2,20	2,49	*	0,00	0,00	*	0,00	
20.05.92	6		16	4,19	1,31	4,08	70,03	3,19	5,57	1,97	1,42	2,85	1,37	*	0,00	3,20	0,00	
20.05.92	6		17	4,78	0,00	5,08	67,00	4,36	4,77	2,45	0,00	4,07	0,00	0,00	0,00	0,00	7,50	
20.05.92	6		18	4,56	*	4,74	63,45	6,23	10,75	3,21	*	5,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		19	4,50	1,87	4,58	74,32	7,07	3,28	*	3,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
20.05.92	6		20	7,91	1,71	6,33	59,19	*	5,91	*	2,43	2,99	0,00	0,00	0,00	*	*	
24.03.93	6		21	8,94	0,00	1,90	46,11	*	11,39	*	1,69	14,50	0,00	0,00	0,00	*	9,41	0,00
24.03.93	6		22	9,09	1,80	7,67	55,77	3,48	2,93	5,22	3,09	2,07	0,00	*	*	0,00	*	*
24.03.93	6		23	3,08	2,36	16,57	53,99	1,57	1,74	1,46	7,42	1,80	0,00	4,36	0,00	*	*	0,00
24.03.93	6		24	4,03	1,70	13,55	65,32	0,00	0,00	3,05	3,85	0,00	3,65	4,85	0,00	0,00	0,00	0,00
24.03.93	6		25	10,01	0,00	2,00	61,27	0,00	3,27	4,88	0,00	3,68	0,00	0,00	0,00	0,00	14,88	0,00
24.03.93	6		26	4,89	2,15	11,98	50,42	6,17	3,55	*	4,09	6,32	0,00	2,69	*	*	*	5,51
24.03.93	6		27	7,74	*	5,32	58,07	7,09	5,72	*	1,49	3,78	0,00	*	0,00	6,56	0,00	0,00
24.03.93	6		28	10,60	2,12	*	20,44	2,11	4,36	*	*	39,34	1,62	0,00	0,00	5,33	12,36	
24.03.93	6		29	4,76	0,00	5,05	62,90	5,78	0,00	3,13	*	6,05	0,00	*	0,00	0,00	*	0,00
24.03.93	6		30	9,04	2,74	2,91	60,39	4,25	3,67	4,27	3,08	2,29	0,00	0,00	0,00	7,37	0,00	*
24.03.93	6		31	6,90	1,97	4,54	52,21	2,48	5,07	2,06	2,16	4,86	*	2,60	0,00	5,90	8,04	
24.03.93	6		32	6,10	2,30	4,33	54,71	3,06	5,89	1,19	*	5,83	0,00	2,44	0,00	6,04	7,21	0,00
14.06.93	6		33	2,07	1,19	14,66	57,60	1,14	1,92	0,00	3,16	6,11	2,32	5,81	0,00	0,00	4,13	0,00
14.06.93	6		34	3,04	1,44	4,99	69,62	2,32	3,17	1,81	1,95	3,14	0,00	*	0,00	6,43	0,00	*
14.06.93	6		35	3,31	2,32	13,41	60,00	3,01	*	*	1,80	1,61	0,00	5,23	0,00	*	6,16	*
24.03.93	7		36	7,24	1,26	2,56	67,76	1,24	7,73	1,69	1,65	3,72	0,00	*	0,00	2,88	*	0,00
24.03.93	7		37	8,27	1,48	5,62	62,84	3,04	1,86	3,82	2,51	*	0,00	0,00	0,00	*	7,43	0,00
14.06.93	7		38	4,05	0,00	4,19	51,89	0,00	2,86	0,00	0,00	4,03	*	0,00	*	16,72	12,22	
14.04.93	12		39	2,99	0,52	2,81	66,44	8,89	5,59	1,40	3,21	3,00	0,00	0,00	0,00	5,15	0,00	0,00
14.04.93	15		40	0,00	0,00	2,08	53,62	0,00	*	0,00	0,00	0,00	0,00	5,97	0,00	21,60	*	0,00
10.07.92	18		41	3,97	2,00	7,14	67,58	*	3,28	*	3,10	8,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
24.03.93	5	NPAB	1	13,87	*	2,67	41,08	0,00	5,27	10,17	2,57	13,02	0,00	0,00	0,00	9,76	*	
24.03.93	5		2	10,17	*	5,39	60,78	*	4,93	6,97	2,85	4,67	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14.06.93	5		3	2,89	1,88	2,47	46,52	6,61	2,05	0,00	3,82	3,58	0,00	0,00	0,00	15,60	14,57	*
20.05.92	6		4	11,03	0,00	0,00	74,12		5,31	*	1,90	2,32		4,50				
24.03.93	6		5	10,95	2,04	2,34	50,76	4,92	9,35	5,05	1,67	4,11	0,00	*	0,00	7,51	0,00	0,00
24.03.93	6		6	17,21	0,00	*	41,21	0,00	8,23	4,57	1,78	*	*	0,00	0,00	*	14,93	

data	local	espécie	espécime	Na	Mg	Al	Si	P	S	Cl	K	Ca	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	Pb
10.07.92	6	PGIB	1	3,40	0,50	1,67	75,70	1,22	3,77	1,65	3,47	5,77	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
10.07.92	6		2	2,49	0,51	2,47	82,21	2,56	2,25	1,75	2,36	2,73	0,00	*	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		3	1,65	0,00	2,08	83,39	4,23	2,14	1,05	2,75	*	0,00	*	0,00	0,00	*	
10.07.92	6		4	1,26	0,36	1,70	86,07	4,06	1,36	*	2,05	0,76	0,00	*	0,00	0,00	*	
10.07.92	6		5	0,81	0,00	1,88	83,72	3,90	1,05	1,41	3,22	0,81	0,00	*	0,00	*	0,00	
10.07.92	6		6	0,52	0,00	1,72	86,42	4,33	1,21	*	2,57	0,71	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
10.07.92	6		7	2,25	*	2,13	83,34	2,25	3,01	1,49	1,61	2,23	0,00	1,58	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		8	2,72	0,38	2,22	82,29	2,71	2,03	1,44	2,14	2,61	*	*	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		9	1,10	0,00	1,90	86,55	3,79	1,25	0,82	2,72	0,00	*	1,32	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		10	1,75	0,00	1,59	84,79	3,55	4,70	1,06	1,50	1,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		11	2,20	*	1,37	80,97	4,49	1,30	1,78	2,52	0,00	1,21	0,00	*	0,00	*	
10.07.92	6		12	0,78	0,63	2,21	84,13	2,27	1,13	*	0,51	0,00	0,00	*	0,00	*	5,69	
13.05.92	15		13	1,51	*	0,41	81,60	0,00	2,49	0,47	1,45	1,38	*	1,41	0,00	4,58	4,02	*
13.05.92	15		14	3,07	0,24	0,33	80,13	1,95	2,38	2,02	1,92	2,56	0,00	0,85	0,00	4,55	0,00	1,90
13.05.92	15		15	1,25	*	0,41	84,32	*	1,29	1,27	2,23	1,19	0,00	*	0,00	4,36	2,55	0,00
13.05.92	15		16	1,42	0,27	0,22	82,26	1,23	1,70	1,21	2,70	1,25	0,00	0,00	0,00	4,16	3,58	0,00
13.05.92	15		17	1,65	0,36	2,61	81,99	2,01	3,42	1,49	1,67	1,55	0,00	2,05	0,00	*	0,00	
13.05.92	15		18	1,54	0,91	5,67	81,74	4,49	1,88	1,14	2,89	1,02	0,00	0,00	0,00	*	0,00	
13.05.92	15		19	3,82	0,46	1,95	71,82	2,01	4,46	1,87	5,10	7,12	*	*	0,00	*	0,00	
10.07.92	6	SANG	1	4,62	1,48	11,84	63,79	3,18	2,67	2,56	3,04	2,40	0,00	4,42	0,00	0,00	0,00	
10.07.92	6		2	3,29	1,08	9,98	63,53	3,31	2,62	*	3,29	3,14	0,00	*	3,41	*	0,00	
10.07.92	6		3	1,78	1,48	10,89	69,78	1,98	2,84	*	1,41	1,76	0,00	*	*	*	0,00	
10.07.92	6		4	*	1,65	9,00	65,25	3,56	3,06	0,00	3,75	1,32	*	3,01	*	*	*	
14.04.93	11	SLIN	1	1,49	0,94	11,60	72,34	2,42	1,10	0,00	3,19	0,65	0,00	2,72	0,00	2,01	*	0,00
14.04.93	11		2	1,34	0,87	8,37	77,01	2,04	0,60	*	0,97	0,86	0,00	4,44	0,00	1,76	*	0,00
14.04.93	11		3	1,54	1,50	19,50	63,10	3,06	1,15	*	6,34	0,29	0,00	3,27	0,00	0,00	0,00	0,00
14.04.93	12		4	2,39	0,69	3,22	70,24	6,56	3,95	1,05	2,34	1,98	0,00	3,94	0,00	*	*	0,00
14.04.93	12		5	1,90	0,28	3,99	81,30	2,25	2,29	0,70	1,97	1,12	0,00	1,47	0,00	0,00	*	*
14.04.93	12		6	2,75	1,28	3,09	73,49	2,15	2,00	1,28	1,93	4,29	0,00	3,01	0,00	1,91	2,82	*
06.08.93	12		7	1,00	0,75	7,71	81,04	2,37	0,66	0,33	0,92	0,59	*	3,33	0,00	0,00	*	0,00
06.08.93	12		8	0,77	0,71	8,33	79,02	2,79	1,79	0,77	1,13	*	0,00	5,02	0,00	0,00	0,00	0,00
06.08.93	12		9	1,98	1,24	12,16	69,78	1,53	1,79	0,52	3,02	1,80	*	4,39	0,00	1,54	0,00	*

ANEXO 5

Valores mensais dos índices bióticos (CEC, IdC, IPS, SLA e ILM) e do índice de diversidade de SHANNON-WIENER.

Estação de amostragem

Data	Amostra	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
04/92	P	7,63	6,67	7,56	8,53	10,73	10,04	7,26	10,76	12,03	13,97	18,49	17,32	15,73	10,13	15,67	13,91	14,21	13,73
05/92	P	8,28	6,30	4,22	9,67	8,30	5,04	7,55	9,12	13,06	13,40	18,70	13,49	17,31	8,15	13,77	15,48	16,49	17,32
	E	8,59	9,35	9,62	10,65	12,03	7,58	8,36	17,62			16,97	12,42	17,39	18,16	15,32		11,97	
06/92	P	7,43	7,62	3,14	9,65	9,21	7,49	7,51	8,98	13,35	13,82	18,00	15,42	17,46	10,95	14,34	8,66	16,39	17,61
	E	9,31	9,10	5,38	10,83	10,74				9,20	13,94	16,03		16,78	10,93	15,01	16,65	15,11	15,99
07/92	P	4,23	4,46	4,82	8,26	9,04	4,58	9,00	8,35	9,23	12,96	15,53	13,83	16,02	7,35	9,45	11,32	12,92	15,56
	E	7,19	9,35	6,85	7,34		8,42	10,69	9,43	6,66	12,79	15,45		16,37	11,41	6,49	16,29	14,72	11,92
08/92	P	4,95	5,29	4,80	8,83	8,51	6,93	9,40	8,49	11,39	6,71	15,73	9,90	17,53	5,09	8,22	11,12		13,53
	E	3,85	6,66	6,41			6,62	10,34		7,91	12,82	18,41	9,63	17,32	5,41	9,60			
09/92	P	4,46	3,85	3,64	8,04	9,44	6,15	9,26	7,70	12,40	10,73	17,19	10,81	17,69	6,66	12,19	10,12		12,60
	E	7,23	6,18	8,95			7,52	9,60			9,46	15,70	12,21	17,93	4,86	11,11	14,25		10,65
10/92	P	5,81	6,10	4,42	9,16	7,34	7,16	9,38	5,51	15,10	10,09	18,40	10,50	17,54	7,58	9,60	11,06		12,87
	E	5,91	6,38	6,23	8,31		9,40	11,58	7,15	8,58	11,79	16,79	10,48	17,73	7,07	10,14	16,16		14,56
11/92	P	9,09	7,47	5,23	5,87	8,07	8,49	9,92	5,43	12,64		18,26	17,01	16,02	11,83	12,53	15,11		14,41
	E	5,62	7,52	4,39		10,38		8,93		9,11				18,29		7,79	17,96		14,17
11/92	P	8,75	7,12	4,63	9,22	8,67	10,82	7,96	7,30	10,59	13,61	19,00	17,50	17,58	7,76	14,76	9,54	12,68	16,80
	E	8,65	11,47	12,04		12,09	10,44	7,72	8,91	10,96				16,77			16,87		17,03
12/92	P	9,51	7,87	6,66	7,56	10,36	4,98	9,87	9,44	12,72	13,89	18,88	17,21	15,03	11,29	15,39	13,60	12,59	
	E		8,96	7,38	7,72	12,53	7,16	11,33	10,23	12,88	12,88		18,55				11,79		
01/93	P	8,80	7,46	8,01	8,62	8,89	7,77	8,81	10,97	14,42	12,08	17,72	17,24	15,67	9,65	15,64	12,97	16,06	14,68
	E	8,48	9,31			11,11	7,44	10,62	10,96	13,98	13,50		16,95	15,47			15,71		
02/93	P	7,71	7,64	8,86	8,47	10,26	9,77	9,58	9,57	14,73	13,43	18,87	17,63	17,52	10,31	15,25	15,39	15,97	16,14
	E		6,63			10,85	10,67	9,59	12,26	13,10	15,55		12,88	15,76	8,48		16,97		19,83
03/93	P	7,70	7,21	8,54	9,87	11,12	10,44	10,77	9,67	14,02	14,61	17,78	15,42	17,61	11,57	14,35	11,88	17,33	18,42
	E	7,54	8,39	9,93	10,85	11,02	7,28	10,18	11,30	10,54	16,83	18,77			7,74	14,64	13,12	17,91	20,00
04/93	P	7,77	7,82	7,17	9,71	10,59	11,39	10,07	10,33	14,06	16,32	15,67	16,13	17,95	13,37	17,49	15,07	16,79	17,27
	E	9,18	9,36	8,96	11,03	10,96		9,71	11,51	14,75	14,58	18,37	14,26	16,61	11,05	14,77	17,23		19,99
05/93	P	8,72	8,26	8,59	9,47	10,35	11,14	9,69	9,24	15,84	14,47	19,13	17,69	15,56	12,27	15,18	16,14	14,93	15,09
	E	8,93	11,59	10,28		10,09			12,54	10,44		17,28	12,95		11,46	16,22	17,45	16,91	19,95
06/93	P	8,85	7,71	7,75	10,28	10,67	8,89	9,80	8,27	14,43	13,53	18,89	16,90	16,18	10,67	15,78	15,23	16,22	15,54
	E	8,60	8,19	10,01		11,13	11,79	12,21	11,53	15,86	13,80	19,73			9,84	14,68	18,01	17,23	19,29
09/93	P			2,74	6,27	7,65	8,13	10,33	7,07	9,19	13,85	18,40	16,29	11,26	9,48	14,62			
10/93	P			5,81	7,52	9,60	8,49	8,68	8,36	7,10	12,95	18,67	15,46	15,52	11,07	16,87			
	E			5,55				12,23	9,24										
11/93	P			7,44	8,42	9,34	9,11	7,64	10,30	12,79	13,54	14,19	16,81	13,32	11,43	14,85			
	E			6,54		12,30	9,87	10,70	11,17	13,97				8,37	11,81				

Índice CEC. Variação temporal dos valores indiciais nas amostras potamoplânctônicas (P) e epilíticas (E) por estação de amostragem.

Estação de amostragem

Data	Amostra	Estados do Mato Grosso do Sul																																							
		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		16		17		18					
		IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS	IdC	IPS				
04/92	P	5,84	6,68	4,28	6,50	10,03	8,04	11,92	9,33	13,40	11,60	12,31	10,95	10,50	7,77	13,68	7,84	13,97	7,74	14,02	10,77	17,48	18,04	17,25	17,20	16,68	15,98	12,78	11,12	16,91	17,47	17,53	14,67	17,91	16,81	14,20	14,25				
05/92	P	5,70	7,11	7,56	7,33	6,37	4,13	14,20	11,98	10,55	8,35	5,47	4,05	12,21	8,44	11,64	6,63	14,35	6,83	14,11	11,86	18,10	18,70	12,45	11,92	18,38	17,67	5,70	7,21	14,16	14,28	18,10	16,10	18,43	17,38	15,96	17,45				
	E	6,42	9,85	10,55	11,13	12,92	9,89	12,97	13,10	13,92	13,97	6,27	6,55	10,50	12,08	18,81	18,06					14,06	17,12	14,35	13,87	17,48	17,71	14,16	17,16	17,10	17,07			16,96	11,81						
06/92	P	3,95	5,61	6,08	8,36	4,23	3,08	13,35	10,87	12,40	9,64	7,22	6,91	10,88	8,18	11,02	5,88	13,06	9,27	14,44	10,37	17,63	18,09	15,63	15,40	16,72	16,63	9,69	9,74	15,91	15,97	12,02	11,59	18,29	16,39	14,54	17,18				
	E	7,27	9,12	9,60	10,96	6,75	5,69	12,97	12,52	12,35	11,00							14,02	11,54	14,92	10,63	15,11	16,04			17,86	18,17	12,69	12,16	16,29	16,20	17,91	17,63	16,25	16,53	15,72	17,25				
07/92	P	4,56	4,61	6,80	5,55	6,65	5,35	12,21	9,48	10,78	9,18	1,62	1,34	9,69	9,56	10,69	5,98	11,31	5,32	13,44	9,34	15,63	16,08	14,51	13,90	15,30	16,00	3,95	3,48	10,88	11,85	12,88	11,30	17,81	15,68	15,11	15,80				
	E	4,42	6,16	9,79	11,10	9,03	8,26	6,98	6,30			6,37	6,87	14,82	12,83	12,40	6,35	11,36	6,54	14,20	13,94	14,82	16,37			17,91	17,91	11,92	10,37	6,46	7,63	18,29	16,29	18,81	15,96	11,64	12,42				
08/92	P	3,09	3,21	9,03	6,42	6,46	4,87	12,31	8,90	10,97	9,46	6,56	6,98	10,59	9,26	10,69	6,12	13,87	5,25	9,50	7,35	14,68	15,20	12,07	10,91	16,87	18,61	2,09	2,18	9,50	12,26	11,59	11,06			15,11	13,66				
	E	3,23	3,49	8,74	10,57	9,31	8,46					6,32	7,36	13,02	10,41			13,87	16,19	13,87	14,56	16,44	18,35	15,06	12,59	15,77	18,68	2,99	3,59	9,64	12,99										
09/92	P	1,95	2,06	4,99	4,46	4,18	3,57	14,78	7,37	12,07	9,80	5,47	4,52	10,50	9,18	10,17	6,04	12,59	9,62	12,40	10,10	15,44	18,32	12,16	11,55	16,53	18,58	2,85	3,55	13,61	12,86	13,40	13,38			13,73	13,25				
	E	3,28	3,97	8,55	7,15	9,60	9,40					7,75	7,18	13,68	9,91					11,92	12,13	14,35	15,95	16,25	14,15	15,96	19,16	2,76	3,51	10,97	12,42	14,63	14,94			8,36	10,80				
10/92	P	2,47	3,47	7,41	7,13	3,66	4,30	15,16	8,68	10,12	7,63	4,99	4,73	12,40	9,31	7,36	5,66	14,20	11,96	12,07	9,32	16,77	18,84	11,31	10,58	15,77	18,74	3,76	5,02	10,64	13,16	11,36	7,98			13,59	14,27				
	E	2,57	3,58	7,84	7,19	8,08	6,94	11,88	8,45			9,12	10,68	13,59	10,71	9,64	5,98	12,02	10,47	13,54	10,64	14,63	16,45	16,72	12,60	15,87	19,30	3,71	4,23	12,21	13,17	15,39	17,72			15,30	15,64				
11/92	P	7,13	8,22	7,70	7,73	7,51	5,67	11,73	6,94	10,50	8,72	8,79	8,38	12,50	10,79	10,50	5,75	13,73	11,14						16,49	19,14	15,06	17,69	16,72	17,34	12,16	11,54	13,64	14,43	17,53	17,55			14,58	14,50	
	E	2,71	3,94	7,27	7,92	4,90	4,47			12,26	11,95					11,83	9,92																10,22	13,98	14,92	19,18			13,21	14,55	
11/92	P	6,46	7,57	6,18	6,85	6,56	4,93	12,16	9,00	11,26	8,79	10,22	10,98	8,98	8,30	9,98	7,41	13,40	11,06	13,73	10,29	15,53	19,20	15,53	18,19	16,34	17,85	6,08	6,65	13,97	15,57	16,39	16,97	18,48	17,06	16,29	17,03				
	E	7,17	6,90	12,16	12,06	13,44	12,42			12,16	13,17	9,69	10,57	10,78	8,34	12,69	9,76	13,25	10,84															15,34	18,69			15,01	16,73		
12/92	P	7,94	8,00	9,31	9,34	8,74	6,89	8,50	7,89	12,31	10,35	4,99	4,04	11,50	10,33	13,30	8,63	15,20	12,82	13,73	11,32	17,53	18,96	16,68	16,53	15,25	14,75	13,73	12,36	15,44	17,02	15,87	14,65	17,81	16,96						
	E			10,93	10,38	8,69	7,95	8,69	7,84	10,93	15,92	8,31	7,18	16,91	10,95	13,35	10,86	17,86	16,18	12,97	12,22													10,88	11,75						
01/93	P	7,60	8,04	7,98	7,87	9,93	8,76	10,31	9,38	10,55	9,88	9,60	8,80	9,31	9,33	14,30	11,22	16,20	13,93	13,64	9,75	17,25	17,66	15,72	16,98	17,20	16,38	11,88	10,84	16,82	17,27	15,82	15,89	19,53	18,77	15,34	15,02				
	E	13,78	11,60	5,80	6,66					10,97	13,24	8,36	8,36	15,01	10,85	13,49	10,76	16,82	14,09	12,92	14,37												15,49	15,56							
02/93	P	9,27	10,81	8,36	8,64	12,02	10,58	11,17	10,45	14,20	13,49	10,64	11,11	10,97	10,92	12,02	10,13	15,72	13,76	13,92	11,13	17,58	18,68	16,58	16,89	18,67	18,33	12,07	10,93	17,34	17,15	16,53	16,26	19,62	18,63	17,25	16,76				
	E			4,42	5,88					11,45	14,06	11,07	9,76	15,25	10,40	12,78	11,87	16,96	14,32	13,97	17,24													14,44	17,00			15,16	19,68		
03/93	P	7,27	7,80	6,75	7,33	10,74	9,90	11,69	11,50	15,30	13,24	9,17	10,24	12,07	11,94	11,45	10,61	14,97	12,95	15,01	11,39	18,24	17,87	16,49	15,05	19,38	18,60	15,01	13,21	18,29	16,01	14,68	14,46	19,05	17,90	16,44	17,88				
	E	7,08	7,37	8,08	9,95	11,59	10,89	13,73	12,38	11,73	13,91	5,69	7,26	11,88	10,53	11,83	10,90	14,20	12,33	15,11	18,78	18,24	19,04									3,14	4,23	15,34	16,41	14,39	15,16	19,43	18,28	15,34	20,00
04/93	P	8,79	9,20	8,65	8,85	7,79	7,47	12,21	10,87	13,25	11,33	10,36	12,23	12,11	10,85	14,30	10,81	14,11	13,23	17,58	15,87	17,20	16,82	17,06	16,11	18,24	18,23	15,63	14,22	16,06	17,73	14,68	14,68	18,38	17,20	17,72	17,74				
	E	11,50	10,87	9,98	10,61	9,79	10,20	14,97	14,51	11,92	14,37			12,16	10,74	12,59	12,02	16,06	13,73	15,06	19,39	17,53	18,58	15,11	14,37	14,44	16,20	12,73	11,92	18,29	17,12	14,87	16,69			15,49	19,97				
05/93	P	8,74	8,70	9,55	9,58	10,45	9,82	11,45	10,91	13,06	11,32	9,93	11,01	11,45	9,95	11,73	9,52	15,11	14,97	14,44	10,35	18,15	19,06	18,00	17,65	16,49	16,52	14,44	12,52	17,67	16,92	16,49	16,60	17,29	16,43	15,01	15,19				
	E	10,03	10,51	13,78	13,49	11,31	11,43			12,26	12,82					13,30	12,54	13,73	13,38														13,73	11,65	17,86	17,31	15,20	17,06	18,24	17,66	15,25
06/93	P	7,94	8,58	7,94	8,71	9,17	8,18	11,92	11,82	13,21	11,65	9,08	8,84	11,88	10,34	10,26	8,88	14,97	13,01	15,20	10,30	18,19	18,76	17,25	16,67	15,58	16,54	8,98	8,83	17,01	16,85	14,25	15,60	17,86	16,89	14,97	15,98				
	E	0,00	9,80	10,26	10,39																																				

Estação de amostragem

Data	Amostra	1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		16		17		18			
		SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM	SLA	ILM				
04/92	P	11,78	8,08	11,88	7,70	9,88	8,79	10,41	9,36	10,78	9,69	10,74	9,69	10,74	9,22	9,55	9,17	12,60	10,64	9,50	8,55	14,25	14,68	14,16	14,16	14,68	13,87	14,25	11,83	13,59	13,06	14,54	13,83	14,02	14,30	13,21	11,73		
05/92	P	11,31	8,08	11,07	8,50	9,93	7,98	13,11	13,06	10,69	9,36	9,79	7,36	10,69	9,45	9,93	9,08	12,45	11,83	11,50	10,88	14,44	14,87	13,35	11,55	14,77	14,73	11,78	8,36	12,30	11,31	13,73	13,30	14,97	15,44	13,26	13,49		
	E	11,35	9,79	11,92	10,17	13,40	11,59	12,35	12,45	12,35	11,55	10,83	7,65	11,64	8,74	15,54	16,49					13,83	12,73	12,73	12,02	13,83	13,92	14,54	13,59	13,54	12,88			12,73	14,44				
06/92	P	11,12	7,70	12,21	8,69	9,12	7,27	10,93	11,02	10,78	9,55	11,59	8,50	9,79	8,69	9,98	8,98	12,02	11,02	9,93	9,36	14,44	14,44	13,73	12,64	14,25	14,06	12,12	9,79	13,16	12,07	12,30	10,07	14,73	15,16	14,73	13,64		
	E	11,45	9,89	11,88	10,78	10,22	8,17	12,49	11,50	10,74	10,03							11,69	11,55	11,12	9,98	13,97	12,88			14,49	14,02	12,59	10,88	12,92	12,07	15,06	15,11	13,78	13,73	14,40	13,21		
07/92	P	10,03	7,22	9,69	7,84	9,45	7,89	9,50	9,27	11,02	8,84	8,46	5,94	11,97	9,93	10,59	9,27	8,74	8,60	9,45	8,41	13,97	13,25	13,45	11,64	13,97	12,40	10,64	6,51	11,16	9,50	11,07	10,03	14,77	14,39	12,69	11,40		
	E	11,26	8,03	11,64	10,93	10,64	8,93	8,93	7,94			11,31	7,65	16,25	13,95	12,30	10,31	10,93	9,83	13,26	12,31	14,06	13,25			15,87	14,68	12,69	9,98	10,31	6,65	15,77	15,44	14,54	15,49	13,16	10,69		
08/92	P	10,07	6,22	8,98	8,03	9,50	7,94	10,88	9,50	10,50	8,98	11,16	8,03	10,74	9,45	11,83	9,93	10,55	10,55	10,55	8,84	14,20	12,92	11,55	9,50	14,54	14,20	10,03	6,08	10,98	9,88	10,07	9,98			11,35	10,55		
	E	10,41	6,80	11,45	9,55	11,69	9,55					11,02	7,22	12,59	11,59					11,55	8,46	13,92	12,78	14,97	14,82	12,02	11,73	13,59	13,40	11,73	6,37	11,21	10,03						
09/92	P	9,64	6,18	9,69	7,51	9,69	7,27	9,64	8,74	10,78	9,88	11,16	7,98	11,31	9,83	8,89	8,03	11,35	10,55	9,98	9,41	14,54	13,97	12,02	10,03	14,20	14,11	10,69	6,37	11,35	10,12	11,26	10,45			12,97	11,21		
	E	11,07	6,98	10,93	8,89	10,98	9,60					11,45	8,69	10,78	9,50						11,92	10,59	13,78	12,88	14,20	13,68	14,54	14,20	10,88	6,61	11,50	10,31	14,16	12,88		13,26	9,27		
10/92	P	10,98	6,46	10,74	8,22	8,84	7,13	11,16	9,41	10,17	8,98	11,21	7,75	11,69	10,26	9,03	8,31	13,35	13,16	9,98	9,03	15,16	15,16	12,49	10,07	14,63	14,06	11,40	7,17	10,98	10,12	12,26	11,45			11,97	10,74		
	E	10,88	6,37	10,98	8,27	10,64	8,84	11,55	9,50			11,31	8,89	11,92	10,64	9,98	8,93	11,40	11,17	12,26	10,97	14,16	13,30	13,45	13,40	13,68	13,68	11,07	6,94	11,92	10,31	14,54	13,97			14,06	11,45		
11/92	P	11,73	9,08	11,45	8,27	9,83	8,08	10,31	8,46	10,55	9,31	11,73	9,27	11,88	10,45	7,65	8,13	12,59	11,92							15,25	14,92	14,02	13,02	13,97	13,44	12,83	10,41	11,45	10,64	15,68	13,92	12,21	11,36
	E	10,93	6,61	11,64	9,31	9,88	7,13			12,73	12,02			11,78	10,22												15,20	15,20			11,78	10,03	15,01	14,58			13,68	11,73	
11/92	P	11,59	8,93	11,50	8,13	9,50	7,84	11,21	9,98	10,64	9,69	12,40	10,26	11,12	8,89	11,64	9,55	12,16	10,50	9,83	8,93	15,11	14,78	14,49	13,78	14,68	14,02	11,78	7,98	12,73	11,45	14,73	12,26	15,16	15,53	14,16	12,88		
	E	11,35	8,50	13,30	9,98	12,69	11,36			14,02	12,59	11,92	9,45	12,12	10,36	11,83	11,02	13,73	12,40							14,54	13,16					15,01	14,44			14,35	13,54		
12/92	P	11,59	8,84	11,69	9,08	10,22	8,65	10,88	9,31	11,78	10,78	10,83	7,89	12,07	10,64	12,73	10,64	13,59	11,83	10,41	9,31	15,34	15,49	13,83	13,68	14,20	13,02	13,30	11,73	13,16	12,16	14,16	12,50	15,39	15,01				
	E			12,78	9,45	10,12	8,93	11,55	9,60	14,06	11,97	9,98	7,65	14,63	14,39	13,40	11,78	14,68	14,54	12,26	10,41					15,91	15,87					13,06	10,78						
01/93	P	11,78	8,89	11,55	8,89	10,78	9,31	11,07	9,31	11,64	9,83	12,02	9,31	11,83	9,88	13,16	11,31	13,45	13,16	9,88	9,60	14,40	14,30	14,35	14,16	14,73	14,20	12,07	10,31	13,73	13,16	15,30	13,30	16,68	17,10	13,78	12,54		
	E	12,73	8,89	11,31	9,17					13,21	10,83	10,31	7,36	12,83	11,83	12,45	10,50	13,63	13,64	13,35	11,78					14,87	15,06	13,97	13,06			13,97	13,44						
02/93	P	10,03	9,74	12,21	8,17	11,40	9,83	11,31	9,74	11,59	10,22	11,83	9,69	11,78	9,50	10,93	9,41	13,63	12,97	11,50	12,11	14,73	15,06	14,40	14,16	16,25	15,91	12,49	10,88	14,20	13,06	15,11	13,49	15,87	16,72	14,82	14,16		
	E			11,12	7,98					12,88	11,02	12,30	8,65	13,49	12,21	11,55	9,88	13,21	12,97	14,49	13,35					13,26	11,59	13,45	12,31	10,59	6,98			14,16	13,49		15,20	15,11	
03/93	P	11,21	8,74	11,35	8,36	10,93	9,41	11,73	9,83	11,21	10,03	11,07	9,41	12,78	10,69	10,22	9,12	13,21	12,31	10,74	10,31	14,35	15,11	13,35	13,40	15,87	16,20	12,83	11,92	12,64	13,02	13,92	12,02	15,25	15,91	14,87	14,63		
	E	11,31	8,50	11,45	9,93	11,78	10,31	11,83	10,97	13,54	10,64	8,93	7,79	12,35	10,50	12,73	10,69	13,16	11,50	14,92	14,58	14,59	15,01					10,74	7,60	12,40	10,88	13,73	12,21	15,87	16,29	15,25	15,30		
04/93	P	11,73	9,22	11,83	8,79	10,64	8,69	11,83	10,50	10,78	9,79	12,40	10,03	11,55	9,93	10,50	9,27	13,16	11,73	12,83	12,97	13,16	13,11	13,49	13,59	15,06	15,34	13,06	12,16	14,68	14,16	12,83	11,45			14,20	14,35		
	E	11,83	10,45	11,50	10,17	11,16	9,79	14,06	14,44	12,16	10,45			12,92	10,88	12,35	10,50	14,16	13,49	15,11	14,97	14,35	14,78	12,88	12,31	14,02	12,50	11,78	10,78	13,49	12,97	14,49	13,78	14,82	15,39	15,25	15,30		
05/93	P	11,88	9,31	11,92	9,36	11,26	9,60	11,26	9,74	11,69	10,36	12,30	9,88	11,35	9,60	10,45	9,12	13,49	12,83	10,78	10,88	14,20	15,01	13,92	14,35	13,68	12,35	12,59	11,50	13,83	13,78	13,26	12,54	15,01	15,44	13,78	12,78		
	E	11,59	10,22	12,35	11,92	12,12	11,50			12,07	10,83					12,21	10,78	12,12	12,02							14,40	14,58	12,54	12,59	12,64	11,40	14,11	14,63	14,02	14,59	14,30	15,25	15,20	
06/93	P	11,59	9,41	11,69	9,12	10,83	9,31	11,78	10,36	11,88	10,69	12,07	9,12	11,88	10,07	10,88	8,93	12,78	11,88	10,17	10,41	14,49	15,20	13,83	13,87	14,35	13,44	11,83	10,03	13,92	13,54	13,59	12,54	14,54	15,72	14,25	12,40		
	E	11,45	9,27	11,50	10,31	12,2																																	

Estação de amostragem

Data	Amostra	Estudo de Amostragem																																			
		1		2		3		4		5		6		7		8		9		10		11		12		13		14		15		16		17		18	
		H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E	H'	E
04/92	P	2,84	0,58	2,79	0,60	3,77	0,70	4,05	0,76	4,25	0,80	3,80	0,82	4,15	0,81	2,88	0,50	2,51	0,51	3,51	0,59	2,87	0,56	3,44	0,65	3,73	0,75	3,15	0,67	2,94	0,57	3,81	0,83	3,10	0,68	4,07	0,80
05/92	P	2,27	0,57	2,98	0,72	3,56	0,72	2,33	0,55	4,66	0,83	2,82	0,59	4,27	0,76	1,95	0,39	1,63	0,31	4,53	0,77	3,39	0,63	3,54	0,68	3,76	0,77	2,18	0,52	3,57	0,74	3,72	0,77	3,22	0,71	2,50	0,49
	E	0,78	0,30	2,39	0,54	3,45	0,88	2,93	0,60	3,97	0,80	3,55	0,76	2,84	0,59	2,90	0,71					2,43	0,52	2,57	0,54	3,39	0,71	1,27	0,34	3,21	0,63			2,63	0,69		
06/92	P	2,34	0,54	2,84	0,65	2,74	0,54	3,40	0,67	4,59	0,79	3,73	0,74	3,62	0,68	0,41	0,12	3,75	0,65	4,09	0,68	3,33	0,63	3,54	0,66	3,22	0,63	3,09	0,68	3,70	0,70	3,46	0,79	3,63	0,77	2,69	0,59
	E	1,42	0,38	2,37	0,53	4,05	0,74	3,43	0,66	3,94	0,81							3,15	0,62	3,98	0,75	3,90	0,69			3,88	0,83	3,20	0,72	3,89	0,85	2,43	0,81	2,69	0,81	2,98	0,65
07/92	P	2,52	0,58	2,65	0,68	3,55	0,76	3,58	0,71	2,59	0,51	0,82	0,20	4,28	0,78	1,34	0,28	1,47	0,36	3,31	0,58	3,70	0,72	3,68	0,70	3,66	0,72	2,07	0,52	3,76	0,68	3,55	0,76	3,11	0,73	3,44	0,73
	E	2,30	0,60	0,95	0,34	4,25	0,78	3,35	0,64			2,75	0,57	2,65	0,84	1,18	0,36	2,43	0,52	3,47	0,64	2,61	0,55			4,09	0,88	3,80	0,82	1,13	0,31	3,16	0,81	3,49	0,87	2,34	0,83
08/92	P	1,82	0,51	1,88	0,54	3,80	0,75	4,35	0,85	3,82	0,72	3,17	0,62	4,64	0,84	1,53	0,32	0,97	0,22	4,12	0,73	3,50	0,74	3,31	0,66	2,82	0,58	1,24	0,33	3,10	0,65	2,74	0,61			3,26	0,68
	E	1,91	0,64	2,70	0,65	3,86	0,72					2,29	0,49	4,75	0,86			1,86	0,45	3,52	0,69	2,61	0,54	1,66	0,38	3,21	0,70	1,74	0,45	2,66	0,77						
09/92	P	1,52	0,40	2,81	0,66	3,36	0,73	3,84	0,78	4,82	0,86	3,11	0,65	4,88	0,87	2,98	0,64	4,27	0,73	4,30	0,73	2,86	0,56	3,44	0,64	2,76	0,59	1,74	0,47	3,45	0,70	3,06	0,67			3,83	0,81
	E	2,15	0,60	3,37	0,74	3,45	0,65					3,75	0,78	3,85	0,89					3,96	0,69	3,05	0,65	2,88	0,66	2,61	0,60	1,96	0,48	3,26	0,73	3,42	0,75			3,36	0,82
10/92	P	2,06	0,50	2,95	0,66	3,44	0,84	3,59	0,78	4,24	0,76	2,60	0,56	5,17	0,87	1,29	0,27	3,81	0,67	4,38	0,73	2,95	0,56	3,22	0,67	2,93	0,58	2,57	0,60	3,63	0,67	3,15	0,72			3,01	0,60
	E	1,96	0,55	3,28	0,80	4,21	0,80	4,17	0,79			3,56	0,72	4,74	0,91	1,39	0,40	3,97	0,75	4,41	0,77	2,69	0,59	2,59	0,58	2,12	0,50	2,42	0,61	3,37	0,73	2,11	0,45			2,24	0,53
11/92	P	3,01	0,67	3,61	0,76	3,83	0,79	4,08	0,86	4,37	0,78	3,90	0,92	4,42	0,84	1,08	0,54	4,63	0,80			2,66	0,54	3,26	0,62	3,59	0,82	3,64	0,77	3,68	0,68	4,16	0,82			3,48	0,69
	E	2,20	0,59	3,26	0,69	3,92	0,81			2,55	0,56			4,47	0,81			4,36	0,80							2,02	0,53			3,25	0,85	1,05	0,26			3,57	0,76
11/92	P	2,67	0,57	3,00	0,67	4,10	0,76	4,66	0,85	4,67	0,84	3,06	0,70	4,25	0,76	4,53	0,82	4,63	0,77	3,76	0,64	1,99	0,44	2,55	0,52	3,12	0,75	2,50	0,59	3,70	0,72	3,28	0,91	2,86	0,69	3,12	0,68
	E	2,95	0,72	3,92	0,85	3,02	0,70			3,25	0,75	3,54	0,79	4,39	0,79	4,19	0,86	3,55	0,73					1,85	0,41					1,67	0,39			2,37	0,59		
12/92	P	2,92	0,67	3,37	0,70	4,61	0,85	4,29	0,82	4,48	0,82	2,79	0,73	4,43	0,78	4,64	0,81	4,75	0,78	3,72	0,66	3,09	0,59	3,22	0,68	3,79	0,77	3,45	0,74	3,10	0,61	4,39	0,89	2,51	0,59		
	E			3,58	0,77	4,25	0,83	4,09	0,79	2,45	0,52	3,17	0,64	3,95	0,71	3,95	0,71	2,61	0,76	4,30	0,78			2,79	0,68					2,92	0,75						
01/93	P	2,83	0,63	2,97	0,62	4,21	0,81	3,71	0,77	3,30	0,65	3,62	0,78	3,71	0,66	4,83	0,82	4,14	0,72	3,87	0,67	3,15	0,67	2,57	0,57	3,95	0,82	2,55	0,59	3,29	0,66	3,59	0,78	1,65	0,40	3,31	0,74
	E	2,24	0,65	2,37	0,56					3,42	0,68	2,94	0,62	4,34	0,83	4,41	0,78	3,27	0,69	2,94	0,54			3,45	0,75	3,51	0,70			2,83	0,69						
02/93	P	2,24	0,51	2,81	0,64	3,87	0,70	3,47	0,71	1,94	0,40	4,11	0,84	4,02	0,69	4,15	0,73	4,15	0,69	2,91	0,54	2,92	0,56	3,42	0,66	3,33	0,67	2,92	0,64	2,92	0,63	3,47	0,72	2,12	0,49	3,76	0,76
	E			2,36	0,52					3,39	0,66	3,73	0,79	4,25	0,77	4,23	0,73	3,52	0,72	1,69	0,32			3,27	0,68	3,25	0,69	2,03	0,50			1,87	0,47			0,19	0,09
03/93	P	2,60	0,59	2,63	0,59	3,87	0,71	3,89	0,74	3,49	0,64	3,60	0,86	4,24	0,71	3,17	0,57	4,01	0,69	3,88	0,66	3,26	0,61	3,09	0,59	3,73	0,76	3,29	0,71	3,24	0,61	3,34	0,69	2,98	0,66	2,56	0,52
	E	2,65	0,61	1,10	0,29	3,65	0,75	3,62	0,84	3,28	0,66	3,32	0,65	3,83	0,70	2,84	0,53	4,16	0,76	0,71	0,17	3,10	0,65					2,03	0,51	3,14	0,64	3,17	0,72	2,78	0,63	0,06	0,06
04/93	P	2,61	0,57	2,42	0,50	4,26	0,78	4,01	0,78	4,32	0,77	3,66	0,81	4,32	0,73	4,17	0,70	4,18	0,75	3,79	0,64	3,34	0,65	3,06	0,59	3,52	0,72	3,54	0,71	3,01	0,59	3,41	0,70	3,63	0,78	3,56	0,71
	E	1,47	0,41	0,93	0,26	4,11	0,77	1,22	0,27	3,79	0,70			4,05	0,71	3,85	0,67	3,14	0,75	0,31	0,09	2,66	0,61	2,40	0,58	2,39	0,54	1,58	0,43	3,04	0,63	2,21	0,50			0,14	0,09
05/93	P	2,59	0,56	2,41	0,55	4,24	0,76	4,26	0,80	4,38	0,79	3,88	0,80	4,45	0,80	3,84	0,68	3,67	0,65	3,88	0,65	2,80	0,54	3,25	0,61	3,71	0,76	3,48	0,71	3,26	0,63	3,10	0,68	3,33	0,72	3,26	0,67
	E	1,67	0,43	1,53	0,46	3,11	0,80			3,90	0,74			4,20	0,72	3,59	0,67					3,10	0,62	2,43	0,55			2,83	0,67	2,82	0,57	2,12	0,53	3,57	0,71	0,15	0,07
06/93	P	1,87	0,44	2,36	0,52	4,23	0,81	3,94	0,73	4,52	0,80	4,32	0,86	4,84	0,81	3,71	0,67	3,88	0,71	3,75	0,66	3,15	0,59	3,07	0,61	3,49	0,69	2,29	0,52	3,51	0,67	3,16	0,66	3,56	0,79	3,52	0,67
	E	0,60	0,60	0,50	0,18	3,35	0,80			4,07	0,73	3,62	0,81	4,44	0,78	4,22	0,73	3,36	0,67	3,14	0,61	0,58	0,21					1,27	0,32	3,04	0,63	0,80	0,24	3,38	0,73	0,42	0,12
09/93	P					2,26	0,47	3,75	0,74	4,52	0,82	3,89	0,84	4,96	0,84	3,66	0,66	4,16	0,73	3,98	0,67	3,07	0,59	3,16	0,60	3,14	0,72	3,30	0,78	3,51	0,66						
10/93	P					4,26	0,84	4,05	0,85	4,86	0,89	4,31	0,88	4,66	0,85	4,29	0,79	3,76	0,75	4,11	0,72	2,91	0,63	3,88	0,76	2,80	0,74	3,13	0,75	3,52	0,70						
	E					4,10	0,81							4,36	0,85			4,17	0,76																		
11/93	P					4,24	0,80	4,43	0,86	4,58	0,88	4,01	0,86	4,55	0,83	4,72	0,81	4,37	0,80	4,00	0,70	3,66	0,74	3,04	0,68	4,24	0,87	3,20	0,72	2,84	0,65						
	E					3,60	0,71	</																													

Variação temporal dos valores do índice de diversidade de SHANNON-WIENER (H') e da equitabilidade de LLOYD & GHELARDI (E) nas amostras potamoplancônicas (P) e epilíticas (E) por estação de amostragem.